

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

**DINÂMICA DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS EM SOLO SOB PLANTIO
DIRETO ADUBADO COM DEJETOS SUÍNOS E URÉIA**

DENILSON DORTZBACH

Florianópolis, 29 de maio de 2009.

DENILSON DORTZBACH

**DINÂMICA DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS EM SOLO
SOB PLANTIO DIRETO ADUBADO COM DEJETOS SUÍNOS E URÉIA**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Jucinei José Comin.

FLORIANÓPOLIS

2009

FICHA CATALOGRÁFICA

Dortzbach, Denilson.

Dinâmica de atributos físicos e químicos em solo sob plantio direto adubado com dejetos suínos e uréia. / Denilson Dortzbach – Florianópolis, 2009.

127 f.; 11, grafs., tabs.

Orientador: Jucinei José Comin

Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias.

Bibliografia: 127 f.

1. Agroecologia – Teses. 2. xxxxxxxx – Teses 3. xxxxxxxx – Teses. 4. xxxxxxxx – Teses. I. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

DENILSON DORTZBACH

DINÂMICA DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS EM SOLO SOB PLANTIO DIRETO ADUBADO COM DEJETOS SUÍNOS E URÉIA

Dissertação aprovada em 29/05/2009, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, pela seguinte banca examinadora

Prof. Dr. Jucinei José Comin
Orientador

Prof. Dr. Alfredo Celso Fantini
Coordenador do PGA

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Paul Richard Momsen Miller
(Presidente – CCA/UFSC)

Dr. Ivan Luiz Zilli Bacic
(Membro – Epagri/Ciram)

Prof. Dr. Marcos Gervásio Pereira
(Membro – UFRRJ)

Prof. Dr. Sandro Schlindwein
(Membro - CCA/UFSC)

Florianópolis, 29 de maio de 2009.

AGRADECIMENTOS

É necessário sempre acreditar que um sonho é possível...

Família:	Adilson Dortzbach Daniela da Cunha Freno Dortzbach Ivone Dortzbach Keila Dortzbach Mariane Dortzbach Taís V. Dortzbach Vitor Dortzbach	Amigos:	Alan Melo Cesar A. Bedin Francisco V. Wagner Gabriel Debem Guilherme Kobra Leonardo Jeremias Lola Bedin Lucas Sartor Luiz A. da Silva Mané Bedin Marcos Candemil Marcos Gomes Mauricio Plotegher Mauricio Ramos Miguel dos Anjos Peterson Colonetti Renan Melo Renato Lobo Rodyr Guimarães Rogério Amaral Wilibaldo Michels
Doutores:	Antônio Guidoni Ivan L. Z. Bacic Jucinei J. Comin Luiz R. D'Agostini Marcos G. Pereira Milton da Veiga Paul R. M. Miller Sandro Schlindwein	Instituições:	CAPES CCA CNPq EPAGRI PGA TSGA UFSC
EPAGRI:	Elisângela B. Silva Fabrice Silveira José A. Laus Neto Juniele Pivetta Lucas B. Garcindo Mara C. Benez Roberta Martins Yara M. A. Chanin		
PGA:	Cristiane M. Léis Fabiane da S. Brito Gabriela Schirmann Ivan Bonjorno Janete Guerra		

RESUMO

O uso de dejetos de suínos na cultura do milho em regiões produtoras de suínos é uma prática cada vez mais freqüente no Sul do Brasil, cujos efeitos no solo são ainda pouco avaliados pela pesquisa. Diante disso, o objetivo desse trabalho foi o de avaliar os atributos físicos e químicos do solo comparando a utilização de diferentes fontes de nutrientes e o impacto do uso de dejetos suínos na lixiviação de NO_3^- e metais pesados. O experimento foi desenvolvido durante o período 2007/2008, em área experimental no município de Braço do Norte, SC, que vem sendo monitorada quanto a aplicação dos dejetos, desde 2002. O delineamento empregado foi o de blocos ao acaso com sete tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram constituídos por cama sobreposta de suínos (CS), dejetos líquidos de suínos (DL) e adubação química (AQ), todos com dois níveis de adubação uma e duas vezes a recomendação de N da cultura do milho e pela testemunha (T) sem adubação. Foram realizadas avaliações na camada de 0-5 cm para os atributos físicos e os químicos foram avaliados em quatro profundidades nas camadas de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm em seis datas durante o ciclo do milho. As adubações orgânicas promoveram alterações na maioria dos atributos analisados com pequenas diferenças entre si quanto aos atributos físicos após cinco anos de aplicação no solo. As maiores diferenças foram observadas nos atributos químicos, com os maiores valores observados na camada superficial do solo, mas diminuindo em profundidade, exceto para o Al. O P e K apresentaram valores muito altos no solo inclusive em profundidade. Os resultados indicam a ocorrência de lixiviação de NO_3^- e concentração de Zn, Cu e Mn no solo, porém ainda não em níveis críticos no solo.

Termos de indexação: Adubação orgânica, lixiviação, produtividade do milho.

ABSTRACT

The use of swine manure (SM) in the corn-producing regions where pigs are raised is a growing practice in Southern Brazil, and the effects of such a practice still have not been appropriately evaluated by research. Thus, the aim of this study is to evaluate the physical and chemical attributes of the soil by comparing the use of various nutrient sources as well as the impact of the use of SM on the lixiviation of NO_3^- and of heavy metals. The experiment was carried out during the 2007-2008 period in an experiment area in the municipality of Braço do Norte, SC, Southern Brazil, which area has been monitored as to the use of SM since 2002. The study used the completely randomized block design, with seven treatments and three repetitions. The treatments were made up of deep bedding, pig slurry, and chemical application, all of which with two levels of application, one and two times the recommended amount of nitrogen in the corn crop, and the control group with no application. Evaluations were done on the 0-5cm layer for the physical attributes, and the chemical attributes were evaluated at four depths on the following layers: 0-15cm, 15-30cm, 30-45cm, and 45-60cm on six different dates during the corn crop cycle. The organic applications caused alterations in most of the attributes analyzed, with small differences among each other as for the physical attributes after five years of application on the soil. The major differences were observed in the chemical attributes, with the higher values observed in the soil superficial layer, but decreasing with depth, except for aluminum. Oxygen, phosphorus and potassium showed very high values in the soil, even at deeper points. The results show the occurrence of lixiviation of NO_3^- and the concentration of zinc, copper and manganese in the soil, but they still do not present critical levels.

Index terms: Organic fertilization, leaching, yield of corn

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Efetivo de suínos (número de animais) por município do estado de Santa Catarina (LAC, 2005).	9
Figura 2. Porcentagem de estabelecimentos em desacordo com a IN 11 (Fatma) por município do estado de Santa Catarina (LAC, 2005).	15
Figura 3. Precipitação pluvial diária e temperatura média no período experimental (Estação Meteorológica da Epagri de Urussanga, SC).....	25
Figura 4. Croqui da área experimental. T (testemunha), CS (cama sobreposta de suínos), DL (dejeito líquido de suínos), AQ (adubação química), 1x (recomendado para a cultura) e 2x (dobro do recomendado).....	27
Figura 5. Teores de P no solo ao longo dos anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm de profundidade.	33
Figura 6. Teores de K ao longo anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm.	34
Figura 7. MO em diferentes anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm.	35
Figura 8. Valores de pH em diferentes anos e fontes de adubação, na camada de 0-15 cm.	36
Figura 9. Porcentagem de poros por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.	42
Figura 10. CRA no solo em tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.	44
Figura 11. Porcentagem de agregados secos ao ar por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.....	45
Figura 12. Porcentagem de agregados estáveis em água por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.....	46
Figura 13. Valores de pH nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	55
Figura 14. Valores de Al (cmolc dm ⁻³) nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	57
Figura 15. Teores de MO para as profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	58
Figura 16. CTC (cmolc dm ⁻³) nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 nas diferentes adubações.....	61
Figura 17. V (%) nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 nas diferentes adubações.	62
Figura 18. K nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.	64
Figura 19. Ca nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.....	65
Figura 20. Mg nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.....	66
Figura 21. P nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.	67
Figura 22. Produtividade do milho em função de diferentes adubações.	70
Figura 23. Valores de NH ₄ ⁺ para as profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	76
Figura 24. Teores de NH ₄ ⁺ na seqüência dos períodos amostrados.....	78
Figura 25. Teores de nitrato na seqüência de teores amostrados.	82
Figura 26. Valores de NO ₃ ⁻ para as profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	83
Figura 27. Concentração de Zn, nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	84
Figura 28. Concentração de Cu, nas profundidade de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.....	86
Figura 29. Concentração de Mn, nas profundidade de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de suínos e classe de produtores segundo as classes do efetivo do rebanho - 1996 e 2003.	7
Tabela 2. Caracterização física e química das camadas superficiais na implantação do experimento.	26
Tabela 3. Volume de dejetos líquidos de suínos e teores de N, P e K aplicados no solo e disponível para as plantas para o 1º cultivo.	29
Tabela 4. Quantidade de cama sobreposta e teores de N, P e K aplicados no solo e disponível para as plantas para o 1º cultivo.	30
Tabela 5. Produtividade, quantidade de N aplicada, extraída pela cultura, exportada via grãos e o saldo nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.	30
Tabela 6. Produtividade, quantidade de P aplicada, extraída pela cultura, exportada via grãos e o saldo nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.	31
Tabela 7. Produtividade, quantidade de K ₂ O aplicada, extraída pela cultura e exportada via grãos nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta.	32
Tabela 8. D _s , R _p , P _t , M _p e m _p do solo e a relação m _p /M _p nos diferentes tratamentos.	41
Tabela 9. Correlação (r) entre D _s e porosidade do solo nas amostras analisadas (p < 0,05)...	43
Tabela 10. Parâmetros de agregação do solo determinados no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.	47
Tabela 11. Correlação (r) entre DMP e DMG de agregados seco ao ar (sa) e estáveis em água (ea) e IEA (DMP e DMG) no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes. p < 0,05.	48
Tabela 12. Caracterização química da cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos aplicados na unidade experimental.	54
Tabela 13. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas (p ≤ 0,05).	71
Tabela 14. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas (p ≤ 0,05).	83
Tabela 15. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas (p ≤ 0,05).	88

LISTA DE SIGLAS

ABIPÉCS – Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína

ACCS - Associação Brasileira de Criadores de Suínos

CCA - Centro de Ciências Agrárias

CIRAM - Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia

CNA - Confederação Nacional da Agricultura e Pecuária

CQFS RS/SC- Comissão de Química e Fertilidade do Solo

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LAC - Levantamento Agropecuário de Santa Catarina

PGA – Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas

SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

USDA - United States Department of Agriculture

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO GERAL.....	4
2.1 Objetivos específicos.....	4
3. JUSTIFICATIVA	5
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
4.1 A Suinocultura Catarinense	6
4.2 Dejetos suínos como adubo	9
4.3 Potencial poluidor dos dejetos.....	13
4.3.1 Perdas de nitrogênio por lixiviação	16
4.3.2 Contaminação do solo por metais pesados	18
4.4 Atributos do solo.....	19
4.4.1 Atributos Físicos	19
4.4.2 Atributos Químicos.....	21
5. ALTERAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO SOB ADUBAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS, CAMA SOBREPOSTA E URÉIA NO PERÍODO DE 2002 A 2007.	23
RESUMO	23
ABSTRACT	23
5.1 Introdução.....	24
5.2 Material e Métodos.....	25
5.3 Resultados e Discussão.....	28
5.4 Conclusões.....	36
6. ALTERAÇÕES EM ATRIBUTOS FÍSICOS EM SOLO ADUBADO COM DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS, CAMA SOBREPOSTA E URÉIA EM SISTEMA PLANTIO DIRETO.....	37
RESUMO	37
ABSTRACT	37
Index terms:	37
6.1 Introdução.....	38
6.2 Material e Métodos.....	39
6.3 Resultados e Discussão.....	40
6.4 Conclusões.....	48

7. ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS EM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO ADUBADO COM DEJETO LÍQUIDO, CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS E URÉIA SOB PLANTIO DIRETO.....	50
RESUMO	50
ABSTRACT	50
7.1 Introdução.....	51
7.2 Material e Métodos.....	52
7.3 Resultados e Discussão.....	55
7.4 Conclusões.....	71
8. LIXIVIAÇÃO DE NITRATO, COBRE, ZINCO E MANGANÊS EM ARGISSOLO ADUBADO COM CAMA SOBREPOSTA, DEJETOS LÍQUIDO DE SUÍNOS E URÉIA. .	72
RESUMO	72
ABSTRACT	72
8.1 Introdução.....	73
8.2 Material e Métodos.....	74
8.3 Resultados e Discussão.....	75
8.4 Conclusões.....	88
9. CONCLUSÕES	90
10. CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
12. ANEXOS	107

1. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das principais atividades em pequenas e médias propriedades rurais de Santa Catarina, com maior representatividade nas regiões oeste e sul do estado, onde predomina o sistema intensivo de criação que gera grandes quantidades de dejetos, que por apresentarem potencial para contaminação do solo, pode tornar-se uma ameaça para a sobrevivência e a expansão da atividade.

Diante disso, a utilização do solo para disposição desses efluentes, que anteriormente eram despejados nos cursos d'água e causavam poluição direta dos recursos hídricos, se tornou uma prática freqüente. O uso de dejetos suínos como adubo é uma das alternativas de maior receptividade pelos agricultores, pois quando adequadamente manejados, aumentam a fertilidade do solo, a produtividade de grãos e diminuem o potencial poluidor e o custo de produção das culturas, já que é um recurso disponível nas propriedades (CHOUDHARY et al., 1996).

A utilização dos dejetos visando à ciclagem dos nutrientes e a adoção de sistemas que mantêm as características químicas, físicas e biológicas do solo próximas das originais, como o sistema plantio direto (SPD), podem ser consideradas práticas fundamentais à sustentabilidade da produção agrícola. Entretanto, o aumento da produtividade das culturas em curto prazo não é critério suficiente para a sustentabilidade do sistema, pois diferentemente dos fertilizantes químicos, os dejetos suínos possuem composição química muito variável, em função da alimentação dos animais e do manejo da água o que pode resultar em alterações no ambiente.

Para a manutenção da qualidade ambiental com o uso de dejetos suínos como adubo, é necessário conhecimento aprofundado do solo e das culturas que serão cultivadas. Se por um lado, as quantidades retiradas pelas culturas devem ser repostas através das adubações, por

outro, as quantidades de nutrientes adicionadas não devem ser maiores do que aquelas requeridas para se evitar desequilíbrio de nutrientes.

Dependendo das condições existentes e dos propósitos do agricultor, a substituição dos fertilizantes químicos por dejetos suínos pode ser parcial ou total. No entanto, o agravante é a inexistência de uma recomendação padronizada devido à variação dos teores de nutrientes dos dejetos, da variação na composição das rações, o manejo da água, as condições de armazenamento dos dejetos e a idade dos animais (SCHERER et al., 1995, KONZEN et al., 1997).

Como no estado de Santa Catarina, a exemplo de outros países, a suinocultura é típica de pequenas propriedades, onde muitas vezes a área disponível para descarte dos dejetos gerados nas unidades de produção é insuficiente, isso acarreta em sucessivas aplicações que extrapolam a capacidade suporte do solo. Além disso, a formulação das rações utilizadas na alimentação dos animais contribui para a contaminação ambiental, visto que certos elementos como o Cu e o Zn são adicionados em excesso para garantir a mínima absorção de outros nutrientes. Dessa forma, uma grande quantidade de elementos não aproveitados pelos animais é eliminada via dejetos, que embora sejam essenciais às plantas, podem se acumular no solo e atingir níveis tóxicos para as plantas, os animais e o homem.

A contaminação dos solos através da lixiviação de NO_3^- e metais pesados têm sido reconhecida como um importante problema ambiental, podendo ocasionar riscos ainda desconhecidos para a sociedade. Dentre os metais pesados, Cu, Zn e o Mn têm sido motivo de preocupação, uma vez que são componentes importantes do suplemento dietético de rações e de formulações de antibióticos para os suínos, aumentando os riscos de contaminação ambiental (SCHERER & BALDISSERA, 1994).

Segundo Simioni (2001), estudando o balanço de entradas e saídas de Cu e Zn no sistema solo-planta, as retiradas são menores diante das entradas, havendo por isso um

processo de acúmulo no solo. Dessa forma, pouco ainda se conhece sobre os efeitos do uso continuado de dejetos suínos nos solos de Santa Catarina. O presente trabalho pretende contribuir para diminuição destas lacunas.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto do uso de dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta e uréia sobre os atributos físicos e químicos em um Argissolo Vermelho-Amarelo.

2.1 Objetivos específicos

Avaliar, em função da adubação das culturas com cama sobreposta de suíno, dejetos líquidos de suínos e adubo químico:

- Alterações dos atributos físicos do solo;
- Modificações da fertilidade do solo
- Alterações de atributos químicos no solo;
- O potencial de lixiviação de NO_3^- , Cu, Zn e Mn;
- O potencial de acúmulo Zn, Cu e Mn no solo;
- O rendimento da cultura do milho.

3. JUSTIFICATIVA

A suinocultura passou por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas, visando principalmente o aumento de produtividade e a redução dos custos de produção, que teve como consequência a produção de grandes quantidades de dejetos em pequenas áreas. Diante disso, são necessárias alternativas para a utilização desses dejetos, que permita menor risco de danos ao ambiente, especialmente dos recursos hídricos e do solo. A utilização desses dejetos de suínos como adubo mediante critérios permite a ciclagem dos nutrientes e a redução dos custos de produção, considerando que a dependência externa de fertilizantes químicos, torna muitas vezes inviável economicamente a produção de culturas como a do milho.

Enquanto os fertilizantes químicos podem ser formulados para cada tipo de solo e cultura, os dejetos de suínos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais ao recomendado para as culturas. Com isso, as adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios físicos e químicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das culturas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A Suinocultura Catarinense

O estado de Santa Catarina (SC) apesar de representar apenas 1,13% do território brasileiro, projeta-se no cenário nacional e internacional como grande produtor e exportador de alimentos, atividades essas desenvolvidas em sua maioria, por agricultores familiares em pequenas propriedades rurais. O modelo de agricultura familiar praticado, juntamente com a estrutura fundiária, a disponibilidade de mão-de-obra, a diversidade climática, a regularidade das chuvas e a tradição agrícola dos produtores, são os fatores que colocam SC como 5º maior produtor nacional de alimentos (MIRANDA, 2005).

A suinocultura, além de sua importância cultural e social, desempenha um importante papel na economia catarinense, participando com 19% do valor bruto da produção agropecuária estadual, constituindo-se na segunda principal atividade. A importância da suinocultura, além do grande contingente de produtores envolvidos, reside também no volume de empregos diretos, cerca de 65 mil pessoas e indiretamente mais de 140 mil (ABIPECS, 2004).

O estado de SC compete internacionalmente na produção e na oferta de carnes e derivados gerados a partir do rebanho de aproximadamente 7,2 milhões de cabeças, conforme dados da Produção da Pecuária Municipal (IBGE, 2009), sendo responsável pelo maior plantel de suínos do Brasil com cerca de 20% do total do rebanho.

O número de suínos abatidos em Santa Catarina no ano de 2005 foi de 6,8 milhões, aumentando para 8,9 milhões em 2007, em função do aumento das matrizes alojadas e do desfrute, que é de aproximadamente 170%, conforme a Associação Catarinense de Carne Suína (ACCS, 2005), com índices de produtividade semelhantes e/ou superiores aos europeus e americanos. Estes dados demonstram a grande capacidade produtiva do estado e a tendência

de crescimento do setor (EMBRAPA, 2008).

O número de produtores de suínos em 2003, segundo o levantamento agropecuário catarinense (LAC, 2005), foi de 54.711. Ao se comparar com o censo agropecuário de 1995/96, quando o número de animais era de 130.819, observa-se um significativo decréscimo em todas as classes de produtores até 100 animais (Tabela 1). O crescimento do número de produtores só ocorreu nos estabelecimentos com de mais de 200 animais, que se elevou de 4,8 mil para 6,7 mil. Esses produtores em 1996 eram responsáveis por 62,2% da produção passando para 87% em 2003. Na Tabela 1 evidencia-se uma grande concentração da produção de suínos, nos estratos com maior número de animais. Essa concentração além de excluir economicamente uma significativa parcela de produtores, potencializa o problema de poluição ambiental por dejetos, uma vez que os produtores também estão espacialmente concentrados em determinados pontos, o que dificulta a ciclagem dos dejetos.

Dessa forma, de 1996 para 2003, 76.108 mil suinocultores deixaram a atividade e apesar de tal fato a produção cresceu 23,7%, concentrando-se nos estabelecimentos com de mais de 100 animais, que representam 9% dos produtores e são responsáveis por 91,8% da produção.

Tabela 1. Número de suínos e classe de produtores segundo as classes do efetivo do rebanho - 1996 e 2003.

Ano	Total	Menos de 10	10 a menos de 20	20 a menos de 50	50 a menos de 100	100 a menos de 200	200 e mais
(mil cabeças)							
1996	4.535,6	310,6	263,1	303,2	353,5	482,1	2.823,2
2003	5.609,7	132,7	118,8	101,3	107,4	269,0	4.880,5
(mil estabelecimentos)							
1996	130,8	87,1	20,2	10,1	5,1	3,5	4,8
2003	59,8	37,2	9,1	3,5	1,5	1,9	6,7

Fonte: IBGE (2009), LAC (2005)

Já em 2006, o estado possuía aproximadamente 82.198 propriedades que faziam da suinocultura uma fonte de renda (IBGE, 2009). A maioria desses produtores mantém seus

animais confinados em pequenas áreas, trazendo como consequência grande produção de dejetos por unidade de área. Na Figura 1 observa-se maior concentração de animais nos municípios do oeste do estado, principalmente na região de Concórdia, além de considerável concentração na região Sul, especialmente em Braço do Norte e no município de Papanduva no Planalto Norte.

Quase todas as regiões produtoras de suínos se caracterizam pela predominância da integração com as agroindústrias, exceto a região de Braço do Norte, localizada na região sul de Santa Catarina. Nesse município somente uma pequena parcela dos 180 produtores (19%) está inserida no sistema de integração à agroindústria. O restante comercializa sua produção diretamente com frigoríficos locais, que fazem a distribuição dos produtos para o estado (EPAGRI, 2000).

Segundo IBGE (2009), o plantel de suínos no estado de Santa Catarina tem sido estimado em 75 animais km^{-2} (0,75 suínos ha^{-1}). Os municípios com maior concentração de suínos do estado são Iomerê com 10,44 suínos ha^{-1} , Xavantina com 9,53, Seara 8,47 e Arabutã 7,71 todos localizados no oeste do estado e Braço do Norte, localizado no sul do estado com 7,17 suínos ha^{-1} . Este número é baixo quando comparado a região da Bretanha, na França com cerca de 33 suínos ha^{-1} (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995).

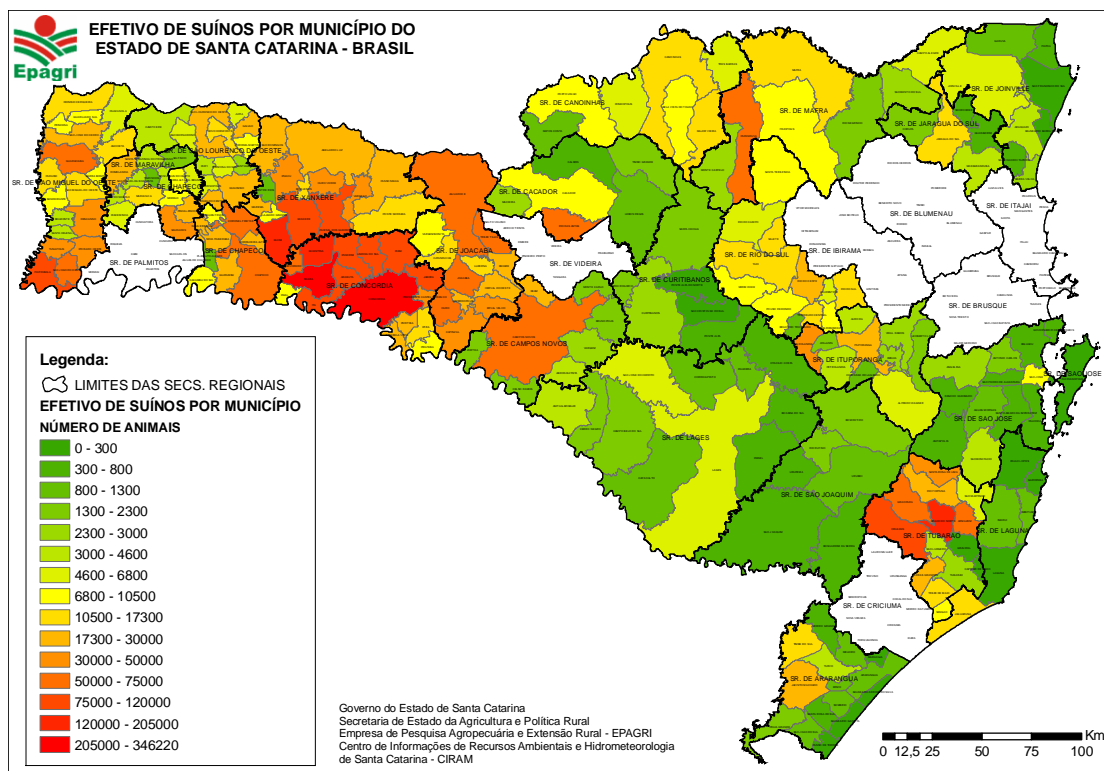


Figura 1. Efetivo de suínos (número de animais) por município do estado de Santa Catarina (LAC, 2005).

4.2 Dejetos suínos como adubo

Segundo a Confederação Nacional da Agricultura e Pecuária (CNA, 2008), o Brasil importa cerca de 75% dos fertilizantes nitrogenados, 50% do fósforo e 90% do potássio, destinados à produção agrícola. A dependência externa destes três componentes gera custos elevados, tornando a produção de culturas como a do milho, muitas vezes inviável. Estudo realizado pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2008), indica que alguns formulados foram reajustados no ano agrícola 2007/8, em mais de 100%, repercutindo no aumento dos fertilizantes e no custo de produção.

Dessa forma, são necessárias alternativas para diminuir a necessidade de insumos externos a fim de reduzir a dependência e os custos de produção. Diante disso, a utilização dos dejetos de suínos manejados corretamente é uma alternativa nas propriedades agrícolas, permitindo a ciclagem de nutrientes oriundos do sistema integrado de produção, com menor

custo e risco de danos ao ambiente.

Nos dejetos suínos são encontradas as principais fontes de nutrientes como N, P, K, Ca, Mg e MO. Scherer et al. (1996) relatam que o dejetos de suíno quando utilizado de forma equilibrada constitui um fertilizante capaz de substituir parte ou, em determinadas situações, totalmente a adubação química das culturas, dependendo das condições existentes e dos propósitos do agricultor. A utilização dos dejetos em lavouras como adubos é uma prática rotineira e, às vezes, a única fonte de nutrientes às culturas comerciais, sendo uma forma de amenizar os custos de produção, com isso aumentando o lucro das pequenas propriedades rurais.

Porém, ao contrário dos fertilizantes minerais que possuem composição mínima definida para cada condição de cultura e/ou solo, a composição do dejetos é extremamente desbalanceada, variando conforme a alimentação, manejo da água, condições de armazenamento e idade dos animais (SCHERER et al., 1995; KONZEN et al., 1997) o que dificulta uma recomendação padronizada. Por isso, aplicações contínuas poderão ocasionar desequilíbrios de nutrientes no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicado, além do tipo de solo e da capacidade de extração das culturas.

A aplicação de dejetos pode fornecer significativa quantidade de N às culturas, porém, com base nos teores de N total a disponibilidade é menor quando comparada à fertilização mineral. Além de significar uma menor disponibilidade de nitrogênio para o milho, a liberação do N do dejetos é gradual ao longo do tempo, o que pode ser ideal sob o ponto de vista ambiental (BEAUCHAMP, 1983).

Dessa forma, no intuito de evitar as perdas de nutrientes e conseqüentemente diminuir os danos ambientais advindos do excesso provenientes dos dejetos, é fundamental limitar a quantidade de dejetos a serem aplicados para cada cultura. O nutriente não suprido

integralmente via dejetos pode ser complementado por meio de fertilizantes químicos ou com mínima quantidade de outros elementos químicos contidos nos adubos na condição de impurezas.

A lenta decomposição dos compostos orgânicos apresenta, em geral, um maior efeito residual no solo, tornando os nutrientes disponíveis num maior espaço de tempo (SCHERER et al. 1984), ficando menos sujeitos às reações químicas do solo.

São escassos os dados relativos a épocas, dosagem, frequência de aplicação de dejetos suínos e sua interferência nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. O uso prolongado e em grandes quantidades de dejetos suínos gera a necessidade de determinar a capacidade de suporte do solo onde a atividade suinícola tem maior representatividade no estado de Santa Catarina

Na maioria das regiões produtoras, os dejetos são manejados na forma líquida, sendo uma mistura que inclui fezes e urina dos animais, água desperdiçada nos bebedouros e aquela usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pêlos e desgaste das instalações decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983).

Sevrin-Reyssac et al. (1995) consideram o dejetos líquido de suínos rico em elementos fertilizantes, principalmente o N amoniacal que constitui 80% do N total. O dejetos diário de um suíno adulto é composto por 25 a 30 gramas de N e 23 gramas de polifosfatos (P_2O_5). Na fração líquida dos dejetos, o N e o P estão presentes na proporção de 85% e 15%, respectivamente, do seu conteúdo total. O N aparece principalmente na forma solúvel e o P na forma orgânica.

As diferenças climáticas de cada região e a estação do ano também determinam as características das dejeções suínas. Analisando o dejetos líquido de suínos de diferentes modalidades de criação, Scherer et al. (1995) constataram que amostras provenientes de criações de ciclo completo (nascimento, recria e terminação) apresentavam uma concentração

maior de nutrientes e destes, 2/3 do nitrogênio, 1/3 do fósforo e quase a totalidade do potássio encontravam-se na forma prontamente disponível às plantas.

Dependendo de como o esterco é armazenado e/ou manuseado este poderá também apresentar uma grande variação na concentração de seus componentes (SCHERER et al., 1996). Scherer et al. (1995) mostram que os teores de nutrientes minerais variaram em função da forma de armazenamento, em esterqueiras 60 % do nitrogênio encontrava-se na forma mineral, ao passo que na bioesterqueira (câmara de fermentação) esse valor foi menor que 52 % e na câmara de armazenamento maior que 72 %.

A criação em cama sobreposta constitui-se num sistema de produção de suínos em leito formado por maravalha ou outro material, sobre os quais os dejetos são depositados e então misturados, reduzindo os riscos de poluição tanto do ar, quanto da água e do solo. Seu uso como adubo orgânico é viabilizado economicamente, devido à concentração de nutrientes e à redução quase total da água contida nos dejetos. Além disso, esse sistema de criação ainda possui como vantagem o seu menor custo com instalações e manejo de dejetos, melhor conforto e bem estar animal e o transporte é viável economicamente, o que não ocorre com o dejetos líquido (OLIVEIRA et al. 2000).

Segundo Konzen & Alvarenga (2002), os resíduos de sistemas de produção de suínos sobre cama sobreposta quando comparados ao sistema sobre pisos ripados, apresentam uma concentração maior de nutrientes e uma relação C/N entre 14 e 18. A comparação do N retido na cama e nos dejetos líquidos mostrou que somente 20 à 40% do N excretado pelos suínos se encontra retido na cama, enquanto que no piso ripado 70 à 75% do N encontra-se retido nos dejetos líquidos, dividido em N orgânico e N amoniacal, representando respectivamente 30–40% e 70–60%.

Comparando a produtividade de milho com e sem aplicação de esterco, o uso de 40 m³ ha⁻¹ como única fonte de nitrogênio, proporcionou um incremento médio de 1.320 kg ha⁻¹ de

milho, o equivalente a uma aplicação de 40 kg ha^{-1} de nitrogênio mineral na forma de uréia (SCHERER et al., 1986).

Conforme estudos realizados por Escosteguy & Arns (2004) e Hentz (2006) o uso cama sobreposta de suínos em doses de 60, 100 e 300 kg N ha^{-1} , proporcionou a maior produção de aveia branca com a dose máxima. Loecke et al. (2004), utilizando cama sobreposta, em duas safras de milho, verificaram um incremento de 10% na produção, em relação à aplicação do dejetos fresco sólido. Em estudos realizados por Konzen & Alvarenga (2002), a produtividade de milho em função da adubação com dejetos de suínos ficou entre 5.200 a 7.600 kg ha^{-1} , enquanto Trentin et al. (2002), aplicando 20 , 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos verificaram produções de $3,3$; $5,6$ e $6,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de milho, respectivamente.

4.3 Potencial poluidor dos dejetos

Nos últimos anos tem crescido o número de alertas provenientes de entidades oficiais, bem como de organizações de proteção ambiental sobre os danos que o modelo da agricultura intensiva provoca no ambiente principalmente a relacionada com à criação de animais.

O documento Agricultura Sustentável: estratégias de elaboração e implementação, da Agenda 21 coloca a poluição das águas e do solo pelos dejetos suínos entre os principais problemas ambientais existentes no bioma Mata Atlântica. Atualmente a atividade é considerada como uma das principais fontes de poluição do meio ambiente rural do estado de Santa Catarina (FRANCO & TAGLIARI, 1994).

As recomendações internacionais, provenientes da série de normas ISO 14.000 (EMBRAPA, 2008) impõem regras importantes aos setores produtivos que atuam na exportação de produtos, condicionando a liberação de barreiras ao fornecimento com qualidade ambiental para os consumidores.

Em SC, a Fatma (Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina) é o órgão responsável

pela emissão de licenciamentos ambientais para as atividades consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental, entre elas a suinocultura em sistema confinado, conforme determina a Portaria Intersecretorial nº 01/2004. O termo de ajustamento de conduta para a suinocultura e a instrução normativa 11 da Fatma (IN 11 - suinocultura) prevê uma aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos no solo, após o tempo de armazenamento necessário (FATMA, 2006). Na Figura 2 é apresentada a porcentagem de estabelecimentos em desacordo com a IN 11, ou seja, em desacordo com a legislação ambiental.

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Em estudos realizados por Oliveira et al (1993) verificou-se que a DBO do dejetos suíno é de 5 a 260 vezes superior ao esgoto doméstico. WHO (1987) ressalta ainda que, esses resíduos apresentam um potencial poluidor até 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico. Considerando esta relação a poluição causada somente pelos suínos seria equivalente a uma população superior a 30 milhões de pessoas, enquanto que a população humana de Santa Catarina é de 5,87 milhões de habitantes (IBGE, 2009). Além disso, a produção intensiva de animais é também uma importante fonte de emissão de dióxido de carbono, gás metano, óxido nitroso e amônia, elementos que estão associados com o aquecimento global, diminuição da camada de ozônio e com as chuvas ácidas (SPIES, 2003).

De acordo com Belli Filho (1997), alguns fatores como a falta de formação do pessoal, orientação técnica dos produtores e ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis, faz com que a produção de dejetos gere conseqüências preocupantes. Perdomo et al. (2001) comentam que a carência de informações e as dificuldades de acesso à tecnologia, aliadas à baixa capacidade de investimento dos criadores, às limitações topográficas e à pequena disponibilidade de terra para uso agrícola, características das principais regiões produtoras, propiciam as condições para o lançamento de efluentes brutos no ambiente, sem tratamento.

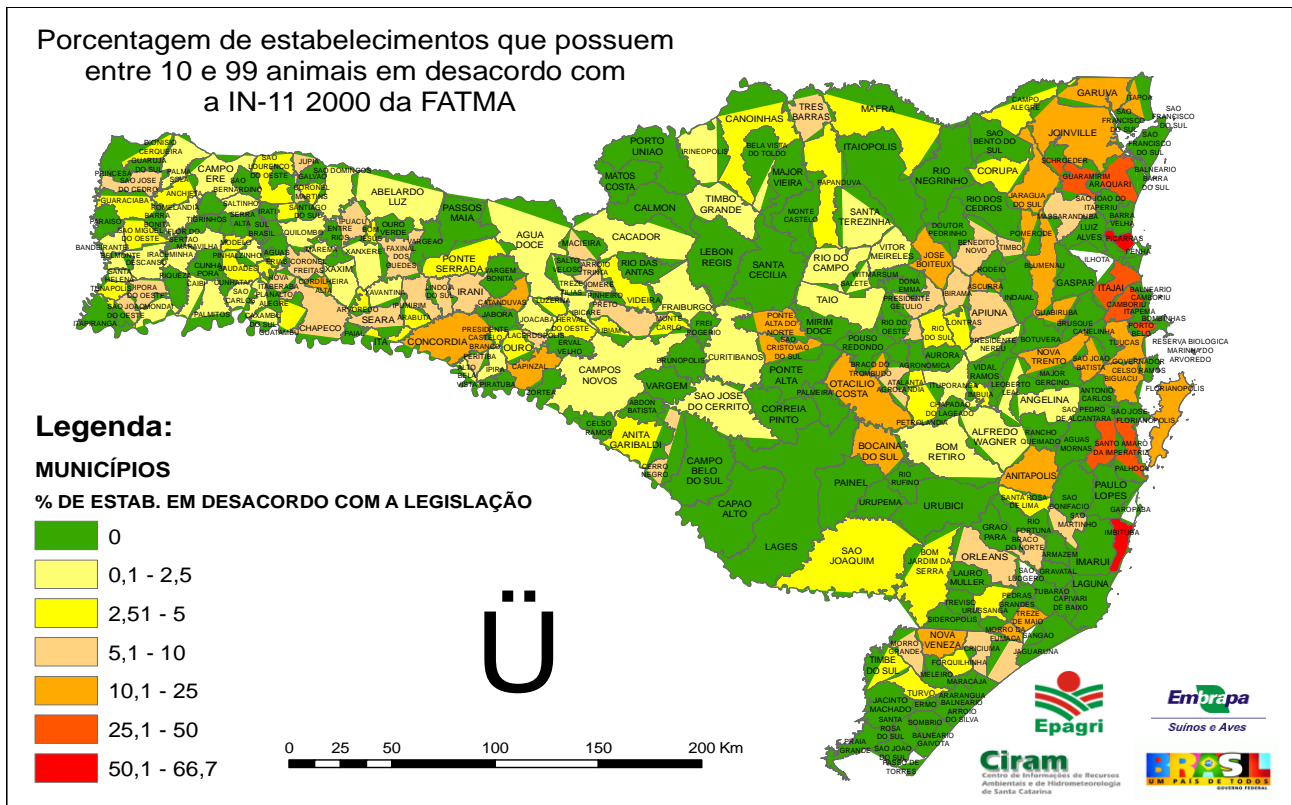


Figura 2. Porcentagem de estabelecimentos em desacordo com a IN 11 (Fatma) por município do estado de Santa Catarina (LAC, 2005).

Além do problema relacionado ao excesso de aplicações de dejetos, a formulação das rações utilizadas na alimentação colabora para a contaminação ambiental, visto que certos elementos podem ser adicionados em excesso para garantir uma mínima absorção. Dessa forma, grande quantidade de elementos não aproveitados pelos animais é eliminada via dejetos, que muito embora sejam essenciais às plantas, devido ao acúmulo no solo podem atingir níveis tóxicos.

As características químicas dos dejetos estão relacionadas à composição nutricional das dietas alimentares dos suínos, que é rica em macronutrientes como N, P e K e elevada em micronutrientes como Zn, Cu e Mn. Estima-se que 92-96% do zinco, 72-80% do total de Cu (BONAZZI et al., 1994) e 60 a 70% do N ingerido pelos animais sejam excretados em suas fezes e urina (OLIVEIRA, 2000). Dessa forma, práticas correntes de utilização e manejo incorreto desse dejetos podem contribuir, potencialmente, para a degradação da qualidade do solo, da água e do ar (ZEBARTH et al., 1999), devido ao excesso desses elementos

adicionados ao solo.

A aplicação sistemática de doses elevadas e sucessivas de dejetos suínos ao longo dos anos nas mesmas áreas pode causar sérios problemas de contaminação no solo e na água com N-NO_3^- , P, Zn e Cu. O N e o P são nutrientes importantes do ponto de vista agrícola, podendo resultar no aumento da produtividade, porém estão também associados aos riscos de contaminação ambiental em função da presença de nitrato nas águas subsuperficiais e eutrofização das águas. Os micronutrientes como o Cu e Zn, embora sejam encontrados naturalmente no solo e essenciais ao crescimento das plantas, podem ser tóxicos quando em elevadas concentrações. A acumulação de metais pesados tem recebido atenção especial, pois reagem intensamente com os constituintes coloidais e biológicos, quer na camada superficial do solo ou dissociados na água (MATTIAS, 2006).

Assim fica evidente que os problemas de poluição gerados pela suinocultura estão principalmente associados ao volume de dejetos produzidos nos sistemas de confinamento, à ineficiência ou simplesmente inexistência de sistemas de tratamento e ao número excessivo de animais em relação aos limites naturais de absorção do ecossistema.

4.3.1 Perdas de nitrogênio por lixiviação

O N é um dos principais constituintes do dejetos de suínos. Em dejetos líquidos cerca de 50% desse N está na forma mineral e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas. Por sua vez, o escoamento superficial e a lixiviação no solo podem contaminar mananciais de água com NO_3^- . Scherer et al. (1996) consideram que os dejetos de suínos apresentam teores elevados de N-total e que 40 a 70% desse nutriente se encontra na forma amoniacal. Segundo Moal et al. (1995), os percentuais de perdas de N por volatilização de amônia atingem valores de 45% a 63% do N amoniacal, mas o principal problema ambiental relacionado ao uso do dejetos líquido como fertilizante é a lixiviação de N na forma de NO_3^- .

A lixiviação NO_3^- se explica pelo fato dos colóides que constituem os solos apresentarem em geral, um balanço de cargas negativas desenvolvido durante o processo de formação, podendo dessa forma, atrair e reter íons com cargas positivas e repelir íons de cargas negativas como o NO_3^- que apresenta uma carga negativa fraca. Dessa forma, a lixiviação é favorecida pela baixa energia de adsorção do ânion com as partículas do solo, que o torna extremamente móvel e seu movimento ligado ao fluxo de água. Em contrapartida o NH_4^+ pode ser adsorvido ao complexo de troca do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

A determinação da lixiviação de NO_3^- é difícil de ser estimada, mas é maior quando a precipitação excede a evapotranspiração. Além disso, depende ainda da própria quantidade de NO_3^- , da infiltração e da taxa de percolação da água, da capacidade do solo de reter água e da presença de plantas.

Com o uso do sistema de plantio direto (SPD), aumentou a necessidade de se conhecer a mobilidade vertical de cada nutriente no solo, pois nesse sistema a aplicação do dejetos ocorre nos centímetros superficiais, sem incorporação posterior (CERETTA et al., 2002). Segundo Ernani et al. (2007) a mobilidade vertical dos nutrientes no solo é influenciada por aspectos físicos e químicos que incluem a distribuição relativa do tamanho de poros e seus graus de saturação por água e a quantidade que percola no perfil, dependente da precipitação e a capacidade do solo em reter água, além do pH, CTC, concentração da solução do solo e as trocas iônicas entre os nutrientes que estão na solução com aqueles da fase sólida durante o processo de lixiviação.

O aumento na taxa de infiltração de água no solo, associado à manutenção de resíduo na superfície que reduz a evaporação, faz com que em áreas de plantio direto os solos apresentem uma maior quantidade de água armazenada no perfil. Para Muzilli (1983) o potencial de lixiviação também é maior em sistemas conservacionistas, possivelmente devido a maior infiltração de água, manutenção da umidade e continuidade de poros.

Por isso, a definição de doses, bem como o intervalo de aplicação dos dejetos em uma mesma área, são fatores importantes para minimizar o impacto ambiental devido às perdas de N por lixiviação de NO_3^- .

4.3.2 Contaminação do solo por metais pesados

Semelhante à lixiviação de NO_3^- , a contaminação do solo por metais pesados é considerada um importante problema ambiental, podendo ocasionar riscos ainda desconhecidos para o homem e gerações futuras. A existência de metais pesados no solo pode ocorrer de forma natural, mas depende principalmente do material de origem a partir do qual o solo se formou. Além disso, outros fatores como o teor e a composição da fração argila, conteúdo de MO e condições físicas e químicas dos solos podem influenciar a concentração dos metais pesados (BARONA & ROMERO, 1996, OLIVEIRA, 1996). Entretanto, nos solos cultivados os fertilizantes minerais e o uso de resíduos orgânicos, como adubos e/ou condicionadores do solo, também contribuem para a adição de metais pesados (MARQUES et al, 2002).

Dentre os metais pesados associados à atividade suinícola, o Zn, o Cu e o Mn têm sido motivo de maior preocupação, por serem importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulações de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental (SCHERER & BALDISSERA, 1994). Segundo Simioni (2001), no balanço de entradas e saídas de Cu e Zn via ração, verificou-se que as retiradas do sistema são menores diante das entradas, havendo predisposição para um forte acúmulo no solo.

Uma vez adicionados ao solo, há tendência destes metais se acumularem devido a sua alta reatividade com os grupos funcionais da MO e argilominerais. O solo apresenta propriedades químicas que o torna capaz de reter estes elementos, evitando a contaminação de águas subterrâneas. Porém se essa capacidade for ultrapassada, os metais pesados podem

expressar seu potencial poluente diretamente sobre os organismos do solo, as plantas e contaminação de águas superficiais e subsuperficiais (LOGAN & CHANEY, 1983).

Para o Zn, o pH é o fator de maior importância para a sua disponibilidade no solo ocorrendo um decréscimo na disponibilidade desse elemento à medida que o pH aumenta. A elevação do pH aumenta o número total de cargas negativas do solo e, conseqüentemente, sua capacidade de adsorção de Zn. Os minerais de argila influenciam a adsorção do elemento através do seu efeito sobre a CTC dos solos e a MO que influencia a adsorção de Zn devido à formação de substâncias complexas, solúveis e insolúveis (WANG & HARRELL, 2005).

O Cu também é influenciado por propriedades do solo, tais como textura, pH, CTC, conteúdo de MO e óxidos hidróxidos (TISDALE et al., 1985). No entanto, a MO parece ser o fator de maior importância, uma vez que é freqüente a deficiência de Cu nas plantas cultivadas em solos com baixos teores de Cu e com altos teores de MO.

A disponibilidade de Mn no solo depende principalmente do pH, do potencial de oxirredução, da MO e do equilíbrio com outros cátions. Quando o pH do solo diminui o H^+ e Al^{3+} competem com o Mn pelos sítios de troca, aumentando a solubilidade do Mn em solução. Segundo Borkert et al (2001) a solubilidade do Mn no solo aumenta com o tempo de insolação, maiores concentrações de Mn extraído ocorreram na camada superficial (0 a 2,5 cm), diminuindo progressivamente em profundidade.

4.4 Atributos do solo

4.4.1 Atributos Físicos

Os atributos físicos permitem o monitoramento do solo pela determinação da densidade (Ds), macroporosidade (Mp), microporosidade (mp) e porosidade total (Pt) (ARSHAD et al., 1996), e também pela permeabilidade, a estabilidade de agregados, à capacidade de retenção de água e a compactação do solo (HOLANDA, 1990). Conhecendo-se

o espaço poroso ocupado por água, pode-se inferir sobre o comportamento de propriedades físicas, químicas e biológicas e processos microbiológicos, dependentes de aeração, importantes para a ciclagem de C e N no solo (DORAN et al., 1990).

De modo geral, com o aumento da intensidade de cultivo tem sido observada alteração no tamanho dos agregados do solo, aumento da densidade, redução da Pt e aumento da resistência à penetração (Rp) e a capacidade de retenção de água (SILVA & MIELNICZUK, 1997).

O aumento na Ds resulta na diminuição da Pt, do arejamento e da condutividade hidráulica. A Ds é um importante indicativo das condições de manejo do solo, pois esta propriedade reflete o arranjo das partículas do solo, que por sua vez define as características do sistema poroso. O aumento da Ds restringe o crescimento radicular à medida que a raiz encontra poros menores e em menor número (FERNANDES, 1982).

A porosidade influencia a dinâmica da água no solo, representando a fração do volume ocupado com solução e ar do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Esta relação entre os volumes dos poros e o volume total do solo é definida como a Pt, usualmente classificada em duas classes: mp, com espaços que apresentam diâmetros menores que 0,05 mm, basicamente capilares intragregados, responsáveis pela retenção e armazenamento da água no solo, e Mp, espaços com diâmetros maiores ou iguais a 0,05 mm, basicamente cavidades interagregadas, responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água e trocas de ar com a atmosfera (USDA, 1972, REINERT & REICHERT, 2009). A faixa de diâmetro de poros responsável pela retenção e disponibilização de água para as plantas é de 0,05 a 0,002 mm (SAAD, 1992).

A permanência da continuidade dos poros, resultante da decomposição das raízes, liberação de exsudatos radiculares, atividade biológica, propicia maior estabilidade dos agregados, que está diretamente relacionada com a Rp, refletindo tanto no crescimento das

plantas como na infiltração de água no solo. A redução do teor de água no solo, leva ao aumento na R_p decorrente da maior coesão entre partículas (BEUTLER et al., 2001).

A R_p é fortemente influenciada pelo teor de água, textura, densidade e composição mineralógica do solo (GOMES & PEÑA, 1996). Os maiores valores de R_p ocorreram por ocasião dos menores teores de água no solo, tendendo a um decréscimo linear com o aumento do teor de água. Valores mais elevados de água na camada superficial do solo, em função da presença contínua de cobertura vegetal em tratamentos com plantio direto, resultam na ocorrência de menores valores de R_p .

Para expressar a relação entre a umidade do solo, à base de massa ou volume, e o potencial mátrico correspondente (CHILDS, 1940), é utilizada a curva de retenção da água no solo que é extremamente importante por fornecer os teores de umidade sob diferentes tensões nos perfis do solo. A quantidade de água retida por unidade de volume é definida como umidade volumétrica, influenciada por uma série de fatores, entre os quais estão a distribuição relativa do tamanho, a forma e o arranjo das partículas do solo (SALTER & WILLIAMS, 1965). O total de energia por unidade de volume de água é definido como o potencial total expresso em termos de pressão (kPa). O principal componente do potencial total em solos não saturados é o potencial matricial, responsável pela retenção de água contra a ação da gravidade e por isso tem sinal negativo e chamado de tensão da água no solo.

4.4.2 Atributos Químicos

Dentre os indicadores químicos destacam-se a CTC do solo, o pH, por saturação de bases (V%), MO, macronutrientes e micronutrientes (Cu, Zn e Mn). As alterações nas condições químicas de solos cultivados, tais como concentração e tipo de íons na solução do solo e variações no pH podem causar modificações na dispersão da fração argila, degradando a estrutura original (CONCEIÇÃO et al., 2005).

Os dejetos suínos, de modo geral, são fontes dos principais nutrientes como N, P, K, Ca, Mg e de MO. A MO desempenha uma importante função na fertilidade física, química e biológica do solo. Sua função química é manifestada por sua capacidade de interagir com metais, óxidos e hidróxidos metálicos, atuando como trocador de íons (CTC) e na estocagem de N, P e S (SCHNITZER, 1991).

Os cátions como K, Ca e Mg, normalmente ocorrem em menor quantidade que as cargas negativas, sendo responsáveis pela adsorção de ânions e são sempre dependentes do pH, aumentando à medida que este diminui. A CTC é fortemente alterada pelo pH, onde a influência do pH do meio na CTC será tanto maior quanto maior for a presença de minerais de argila com dominância de cargas dependentes de pH e, ou, MO que, praticamente, só apresenta esta característica. A saturação por bases (V%), é definida como a proporção da CTC do solo ocupada por bases trocáveis, que são K, Ca, Mg e Na. Baixa porcentagem de saturação do solo por bases significa predominância de H e Al no complexo de troca. No que diz respeito à produtividade, cerca de 50% a 60% da saturação por bases é considerada adequada para a maioria dos cereais (SILVA, 2005).

Conforme Pratt (1979) e Scherer et al. (1986), os acúmulos de P e K no solo, pelo uso de grandes quantidades de dejetos animais por períodos longos, podem causar desequilíbrios de nutrientes às espécies de interesse econômico. O efeito do acúmulo excessivo de P disponível no solo pode produzir deficiências de Zn em algumas culturas, enquanto excesso de K e Na, na forma trocável podem causar a desagregação e diminuir a estabilidade dos agregados do solo.

5. ALTERAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO SOB ADUBAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS, CAMA SOBREPOSTA E URÉIA NO PERÍODO DE 2002 A 2007.

RESUMO

A intensificação do uso do solo pode resultar na diminuição de sua capacidade produtiva e na qualidade ambiental do sistema. Neste contexto, o objetivo foi avaliar, após cinco anos de experimento sob sistema de plantio direto, a influência de aplicações de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos e adubação química, em dose correspondente a uma e duas vezes o teor de nitrogênio (N) recomendado para as culturas de aveia e milho, em um Argissolo Vermelho-Amarelo típico situado no município de Braço do Norte, SC. Foram avaliados atributos químicos e a produtividade do milho. Forneceu-se o N recomendado e o dobro da dose para a cultura do milho. Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0–15 e 15-30 cm, analisando-se pH, P e K disponíveis e MO. As quantidades elevadas de cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos aplicados ao solo, associados ao tempo de aplicação, implicaram em aumento dos teores de nutrientes, que ao longo dos anos podem causar problemas ambientais, principalmente pelo acúmulo de P.

Termos de indexação: Produtividade, nutrientes, plantio direto.

ABSTRACT

The intensification in the use of the soil may lead to a decrease in its productive capacity and in the environmental quality of the system. In this context, the aim was to evaluate, after five years of the experiment in the no-till system, the influence of the application of pig slurry and deep bedding as well as chemical fertilization, in doses corresponding to one and two times the tenor of nitrogen recommended for oats and corn crops in a red-yellowish clay soil located in the municipality of Braço do Norte, SC, Southern Brazil. Chemical attributes were evaluated, as well as the corn yield. The recommended amounts of nitrogen were supplied, and double the dose for the corn crop. Soil samples at 0-15cm and 15-30cm deep were collected, with the analysis of the pH, available phosphorus and potassium, as well as organic matter. The large amounts of deep bedding and pig slurry applied to the soil, combined with the amount of application time, led to an increase in the tenors of nutrients which, along the years, may cause environmental problems, mainly due to the accumulation of phosphorus.

Index terms: Productivity, nutrients, no-tillage

5.1 Introdução

Santa Catarina é o maior produtor de suínos do Brasil, estando a produção concentrada nas regiões oeste e sul do estado, onde predominam pequenas e médias propriedades rurais, que além da limitação de área para o descarte dos dejetos, estão muitas vezes localizadas em áreas de topografia acidentada, sendo esse um dos fatores limitantes para a aplicação desses efluentes. Além disso, a inviabilidade econômica para o transporte e distribuição dos dejetos líquidos se limita a áreas próximas ao local de armazenamento, refletindo em aplicações sucessivas e em altas doses.

O grande volume de dejetos produzido e a demanda crescente dos mercados consumidores por produtos oriundos de sistemas não-poluidores dentro de padrões aceitáveis sob o ponto de vista sanitário, econômico e ambiental, trouxeram como consequência a busca de alternativas para a utilização dos dejetos. Nesse contexto os dejetos de suínos produzidos tanto na forma líquida como na forma sólida (cama sobreposta) podem ser utilizados na agricultura como uma forma de ciclagem de nutrientes a fim de garantir a manutenção de níveis satisfatórios de produtividade ao longo do tempo (WUTKE et al. 2000).

Para a utilização de dejetos suínos como adubo a fim de compatibilizar a eficiência da adubação no milho em SPD, com a manutenção da qualidade ambiental, são necessários conhecimentos aprofundados do solo e das culturas que serão cultivadas. Por um lado as quantidades retiradas pelas plantas devem ser repostas através das adubações e, por outro, as quantidades de nutrientes adicionadas não devem ser maiores do que aquelas requeridas pelas culturas. Dependendo das condições existentes e dos propósitos do agricultor, a substituição dos fertilizantes químicos por dejetos suínos pode ser parcial ou total, mas com o agravante de não ser possível uma recomendação padronizada devido à composição desequilibrada e variada dos dejetos em função das rações, do manejo da água, às condições de armazenamento e à idade dos animais (SCHERER et al., 1995, SCHMITT, 1995, KONZEN

et al., 1997).

Diante disso, o objetivo foi avaliar a influência da aplicação de dejetos de suínos na forma líquida (esterqueira) e cama sobreposta, em lavoura manejada no SPD nos atributos químicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo típico, no período de 2002 a 2007.

5.2 Material e Métodos

O experimento está localizado no município de Braço do Norte, sul de SC, em uma propriedade particular situada, na microbacia Rio Cachorrinhos nas coordenadas de 28° 15' S e 49° 15' W, com uma altitude em torno de 300m. O clima do município, segundo Köppen é Cfa (clima subtropical úmido), com verões quentes, temperaturas médias anuais na região de 18,7°C, sendo janeiro e fevereiro os meses mais quentes e junho e julho os mais frios. Não há uma estação seca definida, sendo que a tendência de concentração das chuvas ocorre nos meses de verão, nesta ocasião a precipitação média anual é de 1.471 mm (EPAGRI, 2000). As precipitações no período de outubro de 2007 a fevereiro de 2008 estão na Figura 3.

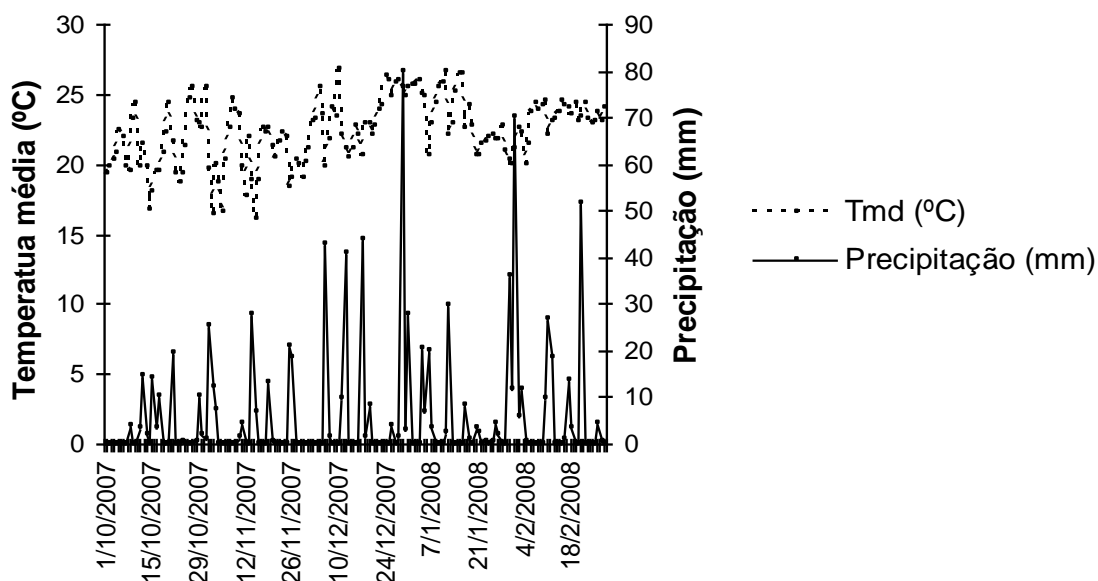


Figura 3. Precipitação pluvial diária e temperatura média no período experimental (Estação Meteorológica da Epagri de Urussanga, SC).

O experimento vem sendo conduzido desde 2002 em um Argissolo Vermelho-Amarelo típico (EMBRAPA, 2008), em área cultivada sob sistema plantio direto com sucessão aveia/milho sem o uso de agrotóxicos. Os resultados da análise do solo do início do experimento são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização física e química das camadas superficiais na implantação do experimento.

Profundidade	Argila	pH	P	K	MO	Al	Ca	Mg
cm	g kg ⁻¹		mg dm ⁻³		g kg ⁻¹		cmol _c kg	
0-15	330	5,2	12,6	144	33	0,8	3,3	0,9
15-30	370	5,0	8,10	117	27	1,3	2,9	0,6

O delineamento utilizado foi em blocos casualizados com sete tratamentos e três repetições. Cada bloco foi constituído por sete unidades experimentais (parcelas) com 4,5 x 6m (27m²), os tratamentos são: adubação com cama de suínos (CS), adubação com dejetos líquido de suínos (DL), adubação nitrogenada solúvel (uréia) (AQ). Para todos os tratamentos foram utilizadas doses que correspondem a uma e duas vezes o recomendado de N das culturas, mais uma testemunha (T) sem adubação (Figura 4). Foi utilizada a sucessão aveia preta/milho e a quantidade de N a ser aplicada foi calculada de acordo com recomendação da Comissão Química e Fertilidade do Solo (CQFS RS/SC, 2004).

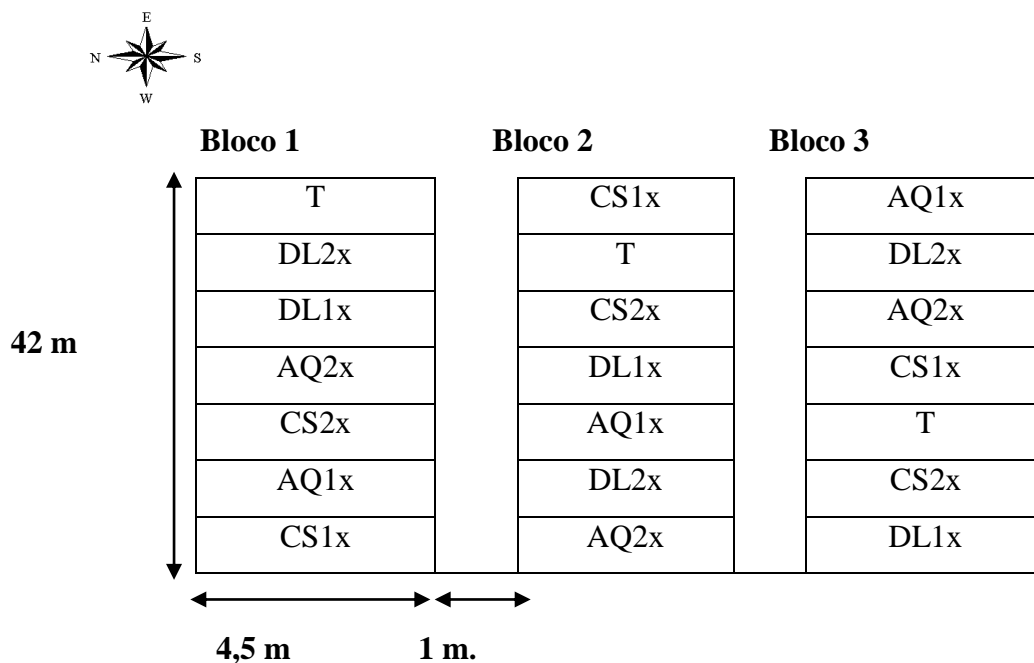


Figura 4. Croqui da área experimental. T (testemunha), CS (cama sobreposta de suínos), DL (dejeito líquido de suínos), AQ (adubação química), 1x (recomendado para a cultura) e 2x (dobro do recomendado).

Os dejetos líquidos de suínos foram obtidos em sistema de criação ciclo completo, coletados em esterqueira, sendo compostos de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros, água das chuvas, pêlos e poeira. A quantidade de N recomendada para as culturas (30 kg ha^{-1} para a aveia e 90 kg ha^{-1} para o milho) foi definida em função da análise do solo e da produtividade esperada (CQFS, 2004). O volume de dejetos aplicado foi determinado a partir da estimativa de concentração de nutrientes pela calibração com densímetro. O volume de dejeito líquido de suínos a aplicar foi obtido através da seguinte equação:

$$X = A \times B \times C$$

Onde:

X – Quantidade de nutriente aplicada (kg ha^{-1});

A – Quantidade de produto a ser utilizada ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$);

B – Concentração do nutriente no produto (kg m^{-3});

C – Índice de eficiência (CQFS RS/SC, 2004)

A cama sobreposta de suínos obtida na Escola Agrotécnica Federal de Concórdia foi aplicada manualmente na superfície do solo, onde o sistema de criação de suínos é com substrato de maravalha. As avaliações físicas e químicas da cama sobreposta de suíno foram realizadas no CNPSA/Embrapa. Para o cálculo da quantidade de cama utilizou-se a expressão:

$$X = A \times B / 100 \times C / 100 \times 0,6$$

Onde:

X – recomendação de N (kg ha^{-1}) da cultura do milho;

A – quantidade de adubo a ser aplicada (kg ha^{-1});

B – teor de matéria seca da cama em porcentagem;

C – teor de N da cama em porcentagem;

0,6 – taxa de liberação do nutriente (60%) para o primeiro cultivo.

Até o ano de 2004 a taxa de liberação do nitrogênio era considerada de 50%, conforme Comissão de Química e Fertilidade (1995).

As pesquisas na área experimental iniciaram em 2002, quando se iniciou o experimento e as adubações iniciais foram adotadas, conforme as recomendações da CQFS-RS/SC (2004). Não foi realizado o controle de vegetação espontânea nas parcelas, sendo apenas realizadas roçadas nas parcelas e nos corredores entre blocos. As quantidades de N, P e K aplicados no período de 2003 a 2007 nas culturas do milho e aveia contidos nos dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos apresentaram variações na composição ao longo dos anos, principalmente na cama sobreposta, decorrentes do manejo e da composição das rações (Tabela 3 e 4).

5.3 Resultados e Discussão

Nos anos de 2002 e 2003 as doses aplicadas de dejetos líquidos foram inferiores às aquelas

dos anos seguintes, o que acarretou em menor disponibilidade de N para as plantas, gerando um déficit no tratamento DL1x entre a quantidade de N aplicada e a exportada via grãos no ano 2002, mas que não resultou em diminuição de produtividade quando comparada aos anos de 2003 e 2004. Para o N e P foram observadas diferenças entre as quantidades aplicadas e a disponível para as culturas, pois segundo CQFS RS/SC (2004) o índice de eficiência do N no dejetto líquido é de 0,8 e do P é de 0,9 para o primeiro cultivo. Já para o K, tanto para o dejetto líquido como para a cama sobreposta, a quantidade fornecida fica disponível para as plantas.

Tabela 3. Volume de dejetto líquido de suínos e teores de N, P e K aplicados no solo e disponível para as plantas para o 1º cultivo.

Ano	Volume aplicado m ³ ha ⁻¹		N kg ha ⁻¹		P kg ha ⁻¹		K kg ha ⁻¹
	Milho	Aveia	Aplicado	Disponível	Aplicado	Disponível	Aplicado
2002	20		57	45	21	19	25
2003	20	4,4	69	55	25	23	31
2004	58,9	19,6	149	120	49	45	74
2005	44,6	14,9	149	120	54	49	69
2006	47,5	15,8	149	120	52	47	69
2007	50	17,0	148	119	52	46	70
Total	241	71,7	721	579	253	229	338

A cama sobreposta apresentou maior variação na concentração de nutrientes no decorrer dos anos, o que pode ser observado na Tabela 4. Nos anos de 2002 e 2003 a adubação calculada em 140 kg N ha⁻¹, sendo posteriormente utilizado o valor de 90 kg N ha⁻¹ conforme CQFS (2004). Observa-se que a padronização do valor de N aplicado (90 kg ha⁻¹), implicou em grande variação nos valores de nutrientes, especialmente para o K, cujas quantidades aplicadas foram de 411 kg ha⁻¹ em 2006 e 61 kg ha⁻¹ em 2007 (Tabela 4). Esse fato pode estar relacionado com a quantidade de lotes de suínos utilizados, o que contribuiu para a concentração de grande quantidade de nutrientes.

Tabela 4. Quantidade de cama sobreposta e teores de N, P e K aplicados no solo e disponível para as plantas para o 1º cultivo.

Ano	Qtde aplicada t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹		P kg ha ⁻¹		K kg ha ⁻¹
		Aplicado	Disponível	Aplicado	Disponível	Aplicado
2002	13,0	280	140	61	49	156
2003	44,1	288	144	185	148	550
2004	20,9	150	90	108	87	109
2005	23,7	150	90	120	95	267
2006	25,6	150	90	165	132	411
2007	10,7	150	90	49	39	61
Total	138	1168	644	688	550	1554

As diferenças nas quantidades de nutrientes podem ter influenciado na produtividade das culturas, que apresentou diferenças significativas no decorrer dos anos (Tabela 5). As adubações com o dobro do recomendado geraram um saldo de nutrientes alto, quando comparado o valor aplicado subtraindo o exportado pelos grãos, com os maiores valores verificados nos anos de 2002 e 2003, com um total de N de 488 e 498 kg ha⁻¹, respectivamente, o que pode contribuir com a lixiviação de nitrato.

Tabela 5. Produtividade, quantidade de N aplicada, extraída pela cultura, exportada via grãos e o saldo nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.

Ano	DL 1x					DL2x				
	Prod.	N aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo	Prod.	N aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo
	Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹			Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		
2002	4,93	57	138	84	-27	3,79	114	106	64	50
2003	3,43	69	96	58	11	3,56	138	100	61	77
2004	3,98	149	111	68	81	4,24	298	119	72	226
2005	5,08	149	142	86	63	6,10	298	171	104	194
2006	6,06	149	170	103	46	6,36	298	178	108	190
2007	6,06	148	170	103	45	6,56	296	184	112	184

Ano	CS1x					CS2x				
	Prod.	N aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo	Prod.	N aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo
	Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹			Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		
2002	4,91	280	137	83	197	4,26	560	119	72	488
2003	4,71	288	132	80	208	4,59	576	129	78	498
2004	5,12	150	143	87	63	5,34	300	150	91	209
2005	5,98	150	167	102	48	6,84	300	192	116	184
2006	6,02	150	169	102	48	7,54	300	211	128	172
2007	7,22	150	202	123	27	7,65	300	214	130	170

(*) Raij, 1996

Assim como o N, o P também apresentou saldo elevado, principalmente nos tratamentos com cama sobreposta. A variação dos valores durante chegou a 352 kg ha⁻¹ em 2003 (Tabela 6). Tal fato é relevante, pois esse excesso tende a acumular no solo, podendo causar perdas por escoamento superficial ou lixiviação, acarretando na eutrofização das águas.

Tabela 6. Produtividade, quantidade de P aplicada, extraída pela cultura, exportada via grãos e o saldo nos tratamentos com dejetos líquido e cama sobreposta de suínos.

DL 1x						DL2x				
Ano	Prod.	P aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo	Prod.	P aplic.	Extr. (*)	Exp. (*)	Saldo
	Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹			Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		
2002	4,93	21	25	20	1	3,79	42	19	15	27
2003	3,43	34	17	14	20	3,56	68	18	14	54
2004	3,98	49	20	16	33	4,24	98	21	17	81
2005	5,08	35	25	20	15	6,10	70	31	24	46
2006	6,06	35	30	24	11	6,36	70	32	25	45
2007	6,06	35	30	24	11	6,56	70	33	26	44

CS1x						CS2x				
Ano	Prod.	P aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)	Saldo	Prod.	P aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)	Saldo
	Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹			Mg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		
2002	4,91	61	25	20	41	4,26	122	21	17	105
2003	4,71	185	24	19	166	4,59	370	23	18	352
2004	5,12	108	26	20	88	5,34	216	27	21	195
2005	5,98	120	30	24	96	6,84	240	34	27	213
2006	6,02	165	30	24	141	7,54	330	38	30	300
2007	7,22	49	36	29	20	7,65	98	38	31	67

(*) Raij, 1996

O K apresentou os maiores acúmulos, com os maiores valores ocorrendo no tratamento CS2x (Tabela 7). O valor máximo recomendado de K pela CQFS (2004) para a cultura do milho é de 91 kg ha⁻¹ para solos com teores considerados muito baixos, que não é o caso do solo analisado. Dessa forma, em 2003 no tratamento com CS2x a adubação de K foi no mínimo 12 vezes superior ao recomendado.

Tabela 7. Produtividade, quantidade de K₂O aplicada, extraída pela cultura e exportada via grãos nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta.

	DL 1x				DL2x			
	Prod. T ha ⁻¹	K aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)	Prod. T ha ⁻¹	K aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)
2003	4,93	51	88	25	3,79	102	68	19
2004	3,43	56	61	17	3,56	112	64	17
2005	5,08	53	91	25	6,10	106	110	31
2006	6,06	51	109	30	6,36	102	114	32
2007	6,06	52	109	30	6,56	104	118	32

	CS1x				CS2x			
	Prod. T ha ⁻¹	K aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)	Prod. T ha ⁻¹	K aplic.	Extr. (*)	Exp. (**)
2003	4,91	130	88	24	4,26	260	76	22
2004	4,71	109	85	23	4,59	218	82	23
2005	5,98	267	107	30	6,84	534	123	34
2006	6,02	411	108	30	7,54	822	135	37
2007	7,22	57	129	36	7,65	114	137	38

(*) Raij, 1996, (**) CFQS (2004)

As diferenças na composição dos dejetos interferiram nos atributos do solo P, K, MO e pH no decorrer dos anos na camada de 0-15 cm (Figuras 5 a 8).

O P está presente no milho e soja em quantidades que, em geral, são suficientes para atender as exigências dos animais. Mas devido à sua baixa digestibilidade, essa quantidade não atende as necessidades dos animais, tornando necessária a suplementação de P nas rações, feita por meio do fosfato bicálcico (principal fonte inorgânica de P). Por consequência tem-se um grande aporte de P nas excreções, seja pelo P presente nos vegetais estar preso à estrutura do ácido fítico ou por parte do P inorgânico suplementado em excesso contribuir para os níveis excretados.

Todas as adubações orgânicas do ano de 2007 propiciaram aumentos nos teores de P quando comparadas aos dados do início do experimento (Figura 5). Os maiores valores foram observados em janeiro de 2007, com redução na avaliação posterior, no tratamento CS2x, seguido por CS1x. Diante disso, reforça-se que a recomendação de adubação com base no

fornecimento de N à cultura ocasionou excesso de P aplicado ao solo, ultrapassando a necessidade das culturas e aumentado o risco de contaminação do meio por perdas desse elemento.

Em função do método de análise atualmente empregado pelo Laboratório de Solos da EPAGRI de Chapecó (Mehlich-1), o teor máximo de P ficou restrito a 120 mg dm^{-3} . Dessa forma, a queda nos teores de P no solo em 2007 (Figura 5) provavelmente não representa os valores reais, uma vez que em anos anteriores, esses valores atingiram os patamares de 224 e 353 mg kg^{-1} nos tratamentos ACS1x e ACS2x, respectivamente (COMIN et al., 2007).

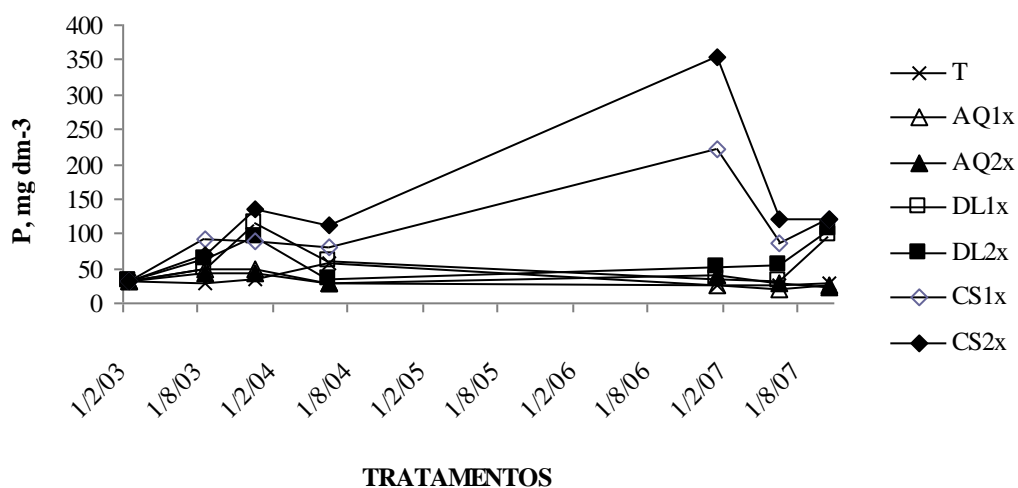


Figura 5. Teores de P no solo ao longo dos anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm de profundidade.

Oliveira (2001) destaca as perdas de nutrientes, principalmente as de N. Estima-se que, dentro das condições atuais de produção de suínos, onde são necessários 8,7 kg de N para a produção de um suíno do nascimento à terminação (incluindo-se a alimentação da porca), 1/3 do N é retido no animal, 1/3 é perdido sob forma de volatilização da amônia e 1/3 resta nos dejetos, podendo ser usado na agricultura. A excreção de N e de P nos dejetos varia principalmente em função do desempenho zootécnico dos animais e dos teores, qualidade e digestibilidade da proteína e do P nos alimentos

A maior parte do P excretado se encontra nas fezes e o maior parte no N excretado está

na urina. Observa-se que a relação N/P na ração analisada é de 7,68:1, composta por 79% de milho, 18% de soja e 1,5% de fosfato bicálcico. Estes valores no dejetos coletado na esterqueira e utilizado no experimento caíram para 4,23:1 e na cama sobreposta 3,06:1. Segundo a CFQS (2004) os valores da relação N/P do esterco líquido de suínos é de 1,33:1 enquanto da cama sobreposta é de 2,69:1. Essas relações variam de acordo com a ração, idade dos animais e quantidade de água nos dejetos.

O K apresentou os maiores valores nos tratamentos com cama sobreposta em todas as datas (Figura 6). Para o dejetos líquido, foram observadas grandes variações nos teores, que em todos os anos, excederam os limites aceitáveis segundo a recomendação da CQFS RS/SC, indicando a necessidade da adoção de rotação de culturas e a utilização de plantas com maior potencial de extração tanto de K como de P.

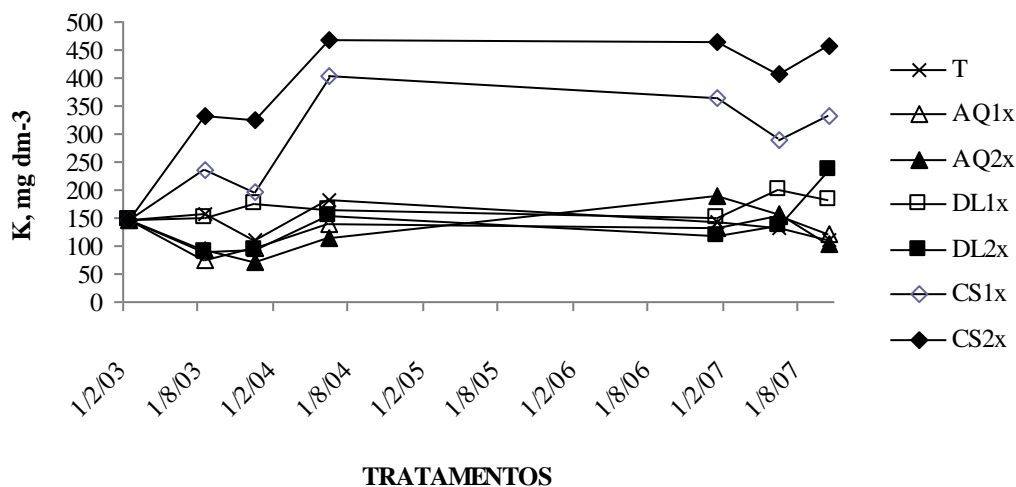


Figura 6. Teores de K ao longo anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm.

Assim como para o P, o excesso de K no solo está relacionado ao excesso aplicado através das adubações consecutivas e em quantidades superiores às necessidades das culturas.

A MO, ao contrário do P e K, na maioria das épocas avaliadas apresentou redução em comparação ao início do experimento. O maior valor foi observado no tratamento CS2x em outubro de 2007.

Considerando a camada de solo 0-20 cm, houve um acréscimo de matéria orgânica de 15.600 kg de MO ha⁻¹ no tratamento CS2x. No tratamento CS1x o aumento foi de 4.200 kg MO ha⁻¹. Esse valor é importante se considerar um teor de N na MO de 5% que representa uma adição de 780 kg de N ha⁻¹ desde o início do experimento no tratamento CS2x. Esse fato pode estar relacionado com a taxa de liberação do N que é de 60% na cama sobreposta, fazendo com que elevadas quantidades sejam aplicadas no solo, o que pode ter se concretizado no passar dos anos na maior estabilidade de MO (Figura 7).

Já nos tratamentos com adubação química ocorreram as maiores reduções nos teores de MO durante o período do experimento. Os valores passaram de 9.800 kg MO ha⁻¹ para 490 kg de N ha⁻¹ no tratamento AQ1x, e de 10.800 kg MO ha⁻¹ para 540 de N ha⁻¹ no tratamento AQ2x após 5 anos de experimento.

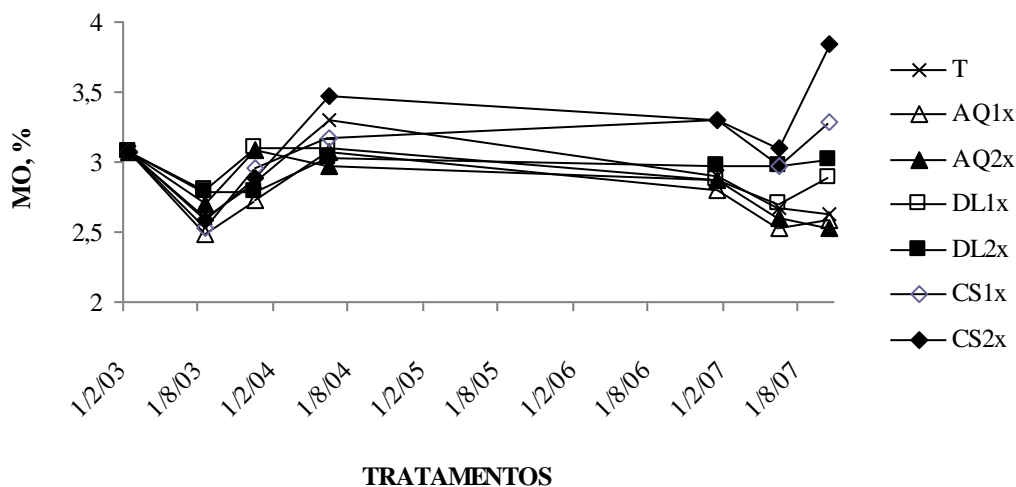


Figura 7. MO em diferentes anos e fontes de adubação na camada de 0-15 cm.

Os resíduos vegetais depositados no solo inicialmente são fracionados pela fauna do solo e posteriormente decompostos pelos microrganismos, sendo a maior parte do C oxidada a CO₂. O restante origina substâncias húmicas que são mais estáveis, passando a interagir com a fração mineral do solo (DE BONA, 2005). Parte do N contido nos resíduos também irá compor a matéria orgânica do solo. Avaliando solos em períodos de quatro anos sob SPD,

Souza (1996) indicou ser pouco provável que esse sistema possa causar mudanças significativas nos teores de carbono do solo em períodos de quatro anos. Entretanto o autor comenta que o uso do SPD por períodos acima de dez anos tende a manter ou até aumentar o conteúdo de carbono no solo.

O pH na maioria das datas avaliadas apresentou maiores valores no tratamento com CS2x, principalmente após o ano de 2004. O tratamento AQ2x na maioria dos casos apresentou valores inferiores a T.

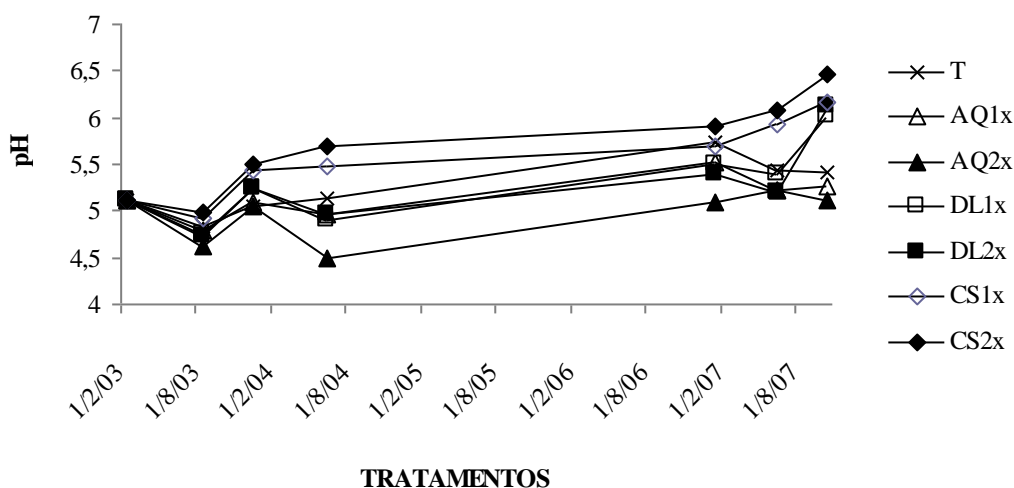


Figura 8. Valores de pH em diferentes anos e fontes de adubação, na camada de 0-15 cm.

Verifica-se que ocorreram alterações nos atributos químicos do solo durante os anos de execução do experimento, justificando a importância da pesquisa, a fim de contribuir para o manejo mais adequado dos dejetos nas regiões suínícolas para minimizar os impactos ambientais, econômicos e sociais.

5.4 Conclusões

As quantidades elevadas de dejetos suínos aplicadas aos solos, associadas ao tempo de aplicação, implicaram em aumento dos teores de nutrientes, que ao longo dos anos podem causar problemas ambientais, principalmente pelo acúmulo de P.

6. ALTERAÇÕES EM ATRIBUTOS FÍSICOS EM SOLO ADUBADO COM DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS, CAMA SOBREPOSTA E URÉIA EM SISTEMA PLANTIO DIRETO.

RESUMO

O uso intensivo dos solos para fins agrícolas tende a aumentar sua degradação, podendo diminuir as condições favoráveis para o desenvolvimento vegetal. A utilização de dejetos de suínos visando à reciclagem dos nutrientes e a adoção do sistema plantio direto (SPD), podem ser consideradas práticas fundamentais à sustentabilidade da produção agrícola. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar, após cinco anos de experimento, a influência de aplicação continuada de dejetos de suínos provindos de esterqueira e de cama sobreposta, assim como adubação nitrogenada solúvel (uréia), em quantidades correspondentes a uma e duas vezes a dose de nitrogênio (N) recomendada para as culturas de aveia e de milho, em solo manejado sob SPD, sobre a densidade, porosidade, agregação, resistência à penetração e curva de retenção de água de um Argissolo Vermelho Amarelo típico no município de Braço do Norte, SC. Não houve diferença entre tratamentos para as variáveis densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade e retenção de água. Foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para DM_{Pea} e DM_{Gea} e IEA e para a resistência à penetração. Os resultados obtidos indicam que os atributos físicos foram pouco influenciados pela aplicação dos tratamentos, à exceção da aplicação de cama sobreposta com o dobro da recomendação de N para as culturas.

Termos de indexação: Porosidade, retenção de água, Argissolo.

ABSTRACT

The intensive use of soil for agricultural purposes tends to increase its degradation levels, which may lead to the decrease of the favorable conditions for plant development. The use of swine manure (SM) aiming at the recycling of nutrients and the adoption of no-till system may be regarded as fundamental practices for the sustainability of agriculture. In this context, the aim of this study was to evaluate, after a 5-year period of experiments, the influence of continuous application of SM coming from lay stalls and from deep bedding (DB), as well as the soluble nitrogen application (urea), in quantities that correspond to one and two times the dose of nitrogen (N) recommended for the cultures of oats and corn in a prepared soil in no-till system. It also aims at observing the density, porosity, aggregation, resistance to penetration and water retention curve of a red-yellowish clay soil typical in Braço do Norte, SC, Southern Brazil. There was no difference among the treatments for these variables: soil density, total porosity, microporosity, macroporosity and water retention. It was possible to observe significant differences between the weighted medium diameter, geometric medium diameter, the aggregated stability index, and the resistance to penetration. The results obtained show that the physical attributes were only slightly influenced by the application of the treatments, with the exception of the application of DB with double the recommended treatment based on the N dose for the cultures.

Index terms: Porosity, water retention, Argissolo

6.1 Introdução

A utilização dos dejetos suínos visando à reciclagem dos nutrientes e a adoção do SPD podem ser consideradas práticas fundamentais à sustentabilidade da produção agrícola. O manejo, o nível, a dose e o tempo de utilização de dejetos suínos induzem alterações temporárias ou permanentes nas propriedades físicas, contribuindo positiva ou negativamente para o crescimento e a produtividade de plantas (BERTOL, 2001). Estudos sobre os reflexos da aplicação de dejetos suínos sobre as condições físicas relatam tanto aspectos positivos quanto negativos da sua utilização.

Segundo Kiehl (1985) e Tisdall (1982), os dejetos propiciam modificações na agregação do solo, pelo aumento da capacidade de retenção de água, pela manutenção de temperaturas mais amenas e pela ação cimentante da matéria orgânica e das substâncias húmicas. Gessel et al. (2004) relatam a diminuição nas perdas de sedimento com a utilização dos dejetos suínos, enquanto Henklain et al. (1994) apontam que a presença de compostos hidrofóbicos provocaria uma diminuição na taxa de infiltração, causando aumento na perda de solo por erosão. A aplicação de dejetos líquidos de suínos com concentrações de sólidos totais superiores a 15 mg L^{-1} , segundo observações feitas por Campelo (1999), provoca forte selamento superficial. Em estudos realizados por Edwards & Daniel (1993) com chuva simulada de 50 mm h^{-1} em área de pastagem, foi verificado escoamento superficial três vezes maior com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em comparação a aplicação de esterco de aves e a área testemunha, decorrente do selamento superficial promovido pelas finas partículas contidas no dejetos líquidos de suínos.

Avaliando o uso de composto e de esterco na retenção de água pelo solo, Celik et al. (2004) observaram aumento na porosidade, condutividade hidráulica e retenção de água e diminuição na densidade. O uso de composto e esterco aumentou a retenção de água na capacidade de campo e também o conteúdo de água disponível, em aproximadamente 86% e 56%, respectivamente.

O objetivo foi o de avaliar a influência da aplicação de dejetos de suínos na forma de dejetos líquido (esterqueira), cama sobreposta e uréia, em lavoura manejada no SPD sobre atributos físicos de solo de um Argissolo Vermelho-Amarelo típico, no município de Braço do Norte, SC.

6.2 Material e Métodos

A unidade experimental bem como os tratamentos e adubações são as mesmas abordadas no item 5.3. A densidade do solo (D_s), os parâmetros relacionados com porosidade: macro (M_p), micro (m_p) e porosidade total (P_t), distribuição de tamanho e estabilidade dos agregados, resistência à penetração (R_p) e curva de retenção de água (CRA) foram determinados em amostras com estrutura preservada, coletadas na camada de 0-5 cm de profundidade no sexto ano de experimentação, em anéis volumétricos com 5,0 cm de altura e 8,4 cm de diâmetro, em duas posições por parcela. As análises físicas foram realizadas no Laboratório de Física do Solo da Estação Experimental da Epagri de Campos Novos (SC), utilizando metodologia descrita em Veiga (2006), cujas principais características são descritas a seguir.

A estabilidade de agregados foi determinada em amostras passadas por peneira de 8 mm de abertura de malha e secas ao ar e à sombra. Foi determinada a distribuição de tamanho dos agregados na condição seca e após peneiramento em água, sendo utilizadas as seguintes classes de diâmetro: < 0,5; 0,5 - 1,0; 1,0 - 2,0; 2,0 - 4,0; > 4,0 m. Com as porcentagens dos agregados retidos na peneira com menor abertura de malha em cada classe e o diâmetro médio da respectiva faixa de tamanho, determinou-se o Diâmetro Médio Ponderado (DMPs e DMPu) e o Diâmetro Médio Geométrico (DMGs e DMGu) dos agregados. O índice de estabilidade dos agregados (IEA) foi determinado pela relação $DMPu/DMPs$ e $DMGu/DMGs$, constituindo-se em uma medida da redução do estado de agregação após a aplicação da

energia correspondente ao rápido umedecimento das amostras e ao peneiramento em água.

A CRA foi determinada através da determinação da massa das amostras na condição saturada e o equilíbrio da umidade nas tensões de 0,5; 1; 2; 6 e 100 kPa. Foi determinada, também, a umidade na capacidade de campo de forma expedita em laboratório, correspondendo à umidade retida nas amostras após saturação e acomodação sobre leito de solo seco ao ar por 48 horas. A Rp foi determinada utilizando-se um penetrômetro de mesa com velocidade de penetração de 1 mm s^{-1} , em duas posições em cada amostra, na condição de umidade correspondente ao último ponto da curva de retenção (tensão de 100 kPa).

Os dados foram submetidos à análise de variância e de comparação de médias, utilizando-se o teste de Tukey ($p < 0,05$). A análise de correlação linear (r) foi utilizada para verificar a dependência entre as variáveis.

6.3 Resultados e Discussão

Através da análise de variância para a Ds, não se verificou diferença significativa entre os tratamentos, sendo que os valores variaram entre 1,03 (CS2x) a 1,21 (DL2x) kg dm^{-3} (Tabela 8), indicando que a aplicação desses dejetos por um período de 5 anos não promoveu modificações significativas nesse atributo no solo manejado sob SPD.

Os valores críticos de Ds para culturas comerciais, propostos por Reinert & Reichert (2001), são de aproximadamente $1,45 \text{ kg dm}^{-3}$ para solos com textura argilosa, $1,55 \text{ kg dm}^{-3}$ para textura média e $1,65 \text{ kg dm}^{-3}$ para textura arenosa. Desta forma, para a condição de textura média do solo da unidade experimental (33% de argila), os valores de Ds para todos os tratamentos estão abaixo dos níveis críticos. Estes resultados decorrem da ausência de tráfego de máquinas na área experimental, uma vez que a semeadura da aveia é realizada a lanço, a do milho com máquina manual (matraca), o controle das plantas espontâneas com roçadeira costal e a colheita das culturas é manual.

Em todos os tratamentos, foram encontrados valores de Pt referidos como ideais para a maioria das culturas, ou seja, superiores a 50%. Em trabalhos realizados por Camargo & Alleoni (1997), um solo ideal (para maioria das culturas de sequeiro) deveria apresentar 50% de volume de poros totais que, na capacidade de campo, seriam 33,5% ocupados pela água e 16,5% ocupados pelo ar.

Tabela 8. Ds, Rp, Pt, Mp e mp do solo e a relação mp/Mp nos diferentes tratamentos.

Tratamentos	Ds	Rp	Pt	mp	Mp	Relação mp/Mp
	kg dm ⁻³	MPa		dm ³ dm ⁻³		
T	1,10a	0,88ab	0,57a	0,35a	0,22a	1,59
AQ1x	1,20a	1,08b	0,52a	0,33a	0,19a	1,74
AQ2x	1,20a	0,98ab	0,52a	0,32a	0,20a	1,60
DL1x	1,12a	0,82ab	0,60a	0,36a	0,24a	1,50
DL2x	1,21a	0,98ab	0,53a	0,35a	0,19a	1,84
CS1x	1,12a	1,09b	0,56a	0,35a	0,21a	1,67
CS2x	1,03a	0,71a	0,61a	0,36a	0,25a	1,44

T – Testemunha; CS1x - Adubação com cama sobreposta uma vez a dose recomendada de N; CS2x - Adubação com cama sobreposta duas vezes a dose recomendada de N; DL1x – Adubação com dejetos de suíno líquido uma vez a dose recomendada de N; DL2x - Adubação com dejetos de suíno líquido duas vezes a dose recomendada de N; AQ1x – adubação química (uréia) uma vez a dose recomendada de N; AQ2x - adubação química (uréia) duas vezes a dose recomendada de N. Médias seguidas de mesma letra na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação à Mp, observa-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 8). O volume de microporos foi maior quando comparado com o de macroporosidade, visto que em solos argilosos a tendência é predominar microporos, enquanto em solos arenosos há predominância de macroporos (KIEHL, 1979).

Para a Mp também não foi observada diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 2), mas os valores encontrados são superiores a 0,10 dm³ dm⁻³, percentual mínimo para adequado fluxo de ar e de água através do perfil (HILLEL, 1998). A relação mp/Mp em todos os tratamentos indica condições adequadas para o desenvolvimento das culturas agrícolas, pois a relação variou de 1,4 a 1,8:1, apresentando-se dentro do valor considerado ideal, que é de 2:1 (BRADY & WEIL, 2002).

Quanto maior a proporção de microporos de um solo em relação aos macroporos, menor será a infiltração de água e pior o arejamento. Esses espaços livres conferidos pelos poros

permitem que a água seja armazenada em certa proporção, que varia de acordo com os macro e microporos, isto é, quanto maior for a quantidade de microporos maior será a capacidade deste solo em armazenar água sem que haja perdas por gravidade e vice-versa.

De acordo com Kiehl (1979), um solo em condições ideais para a maioria das culturas deve ser formado por 2/3 da porosidade total por microporos e 1/3 por macroporos. Na Figura 9 observa-se que para todos os tratamentos os valores ficaram na faixa de 60% da porosidade total para a classe < 50 µm (microporos). Na classe da Mp a CS2x apresentou valor superior na classe >500 correspondendo a 21%, os demais tratamentos foi observado maior valor na classe 500-50 µm, variando de 19 a 23% do total.

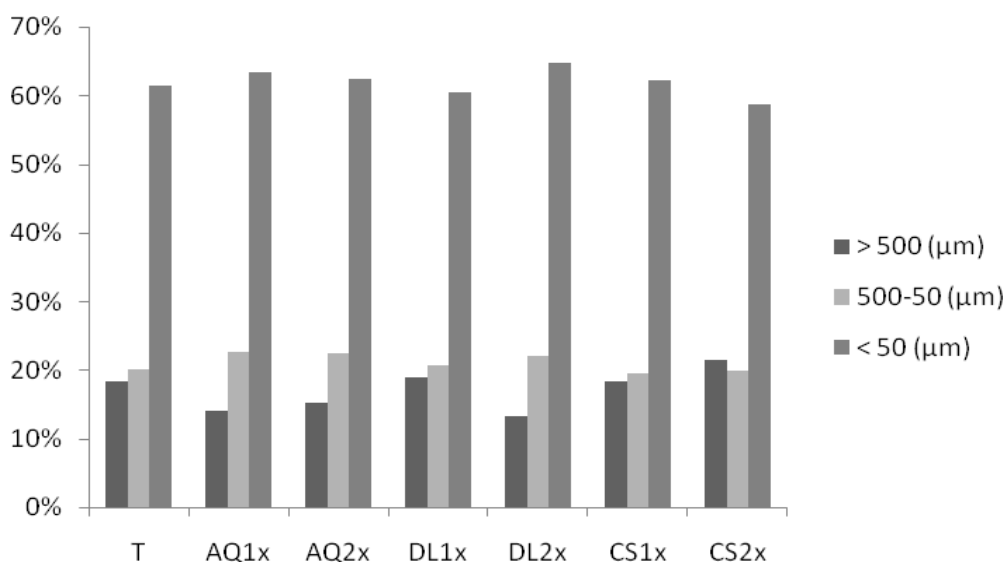


Figura 9. Porcentagem de poros por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.

A análise de correlação entre a Ds e a porosidade demonstrou uma relação negativa entre estas (Tabela 9). A maior correlação positiva foi observada entre a Pt e a Mp, confirmando o observado por Jesus (2006), que estudou os atributos físicos de um Latassolo Vermelho Amarelo no Paraná, em sistema de integração lavoura-pecuária.

Tabela 9. Correlação (r) entre Ds e porosidade do solo nas amostras analisadas ($p < 0,05$).

Fator	Ds	Pt	Mp	mp
Ds	-	-0,82	-0,79	-0,51
Pt		-	0,86	0,74
Mp			-	0,30
MP				-

A Rp está associada à Ds, sendo que o mesmo teor de água será maior quanto maior a densidade do solo. Para a Rp houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 8). O menor valor de Rp ocorreu no tratamento com CS2x, que diferiu significativamente dos tratamentos AQ1x e CS1x.

De acordo com Klein e Libardi (2000), a Mp e a Rp são as propriedades que mais variam com as alterações na Ds. Houve alta correlação positiva entre a Ds e a Rp ($r = 0,77$), como também observado por Cunha et al. (2002), em estudo do comportamento da Rp de um solo argiloso submetido a condições controladas de teor de água e Ds, onde os autores demonstraram existir uma alta correlação entre Rp e os valores de Ds e de umidade do solo. Merotto Jr. & Mundstock (1999), estudando a influência de camadas de Podzólico Vermelho Escuro compactadas artificialmente no crescimento radicular do trigo, também encontraram correlação positiva e significativa entre Ds e Rp.

Através da análise da CRA na camada de 0-5 cm não foi verificada diferença entre os tratamentos nas tensões avaliadas (Figura 10), o que está relacionado com a pequena diferença dos parâmetros de porosidade entre os tratamentos. Nos tratamentos com adubação orgânica também não houve diferenças, mesmo com aumentos no teor de MO que é altamente higrófila em função de suas cargas negativas e da alta superfície específica, o que lhe permite reter de 4 a 6 vezes a sua massa em água (BRADY, 1989). Segundo Fageria et al. (1999) a MO altera as características de retenção de água devido ao decréscimo da Ds, aumento da Pt, mudança na distribuição do tamanho dos agregados e no aumento da capacidade de adsorção. Na capacidade de campo os valores de umidade volumétrica variaram entre 0,35 a 0,40 $m^3 m^{-3}$ e foram similares aos determinados na tensão de 6 kPa, que corresponde à drenagem dos

poros com diâmetro maior que 50 μm (Mp).

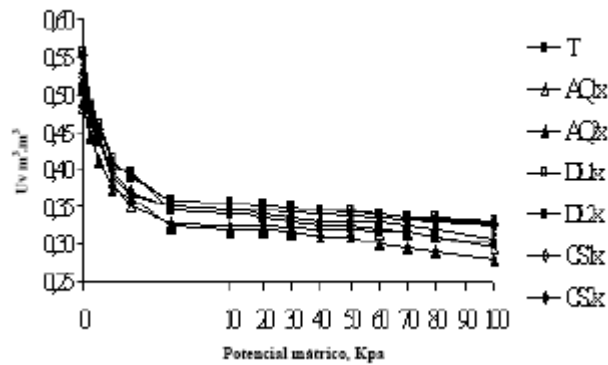


Figura 10. CRA no solo em tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.

A distribuição percentual dos agregados secos ao ar nas diferentes classes de tamanho em função dos tratamentos estudados é apresentada na Figura 11. Foi observada diferença significativa entre os tratamentos apenas na classe de tamanho $< 0,5$ mm, sendo que o tratamento AQ2x apresentou maior porcentagem em relação aos tratamentos T, AQ1x, DL2x e CS2x. Isso indica que a adubação nitrogenada solúvel diminuiu o estado de agregação, o que é confirmado, também, pela redução da porcentagem dos agregados com diâmetro maior do que 4,0 mm. Na determinação com peneiramento em água (agregados estáveis em água), observou-se diferença para a classe de agregados compreendida de 2,0 a 4,0 mm (Figura 12), onde os maiores valores foram observados no tratamento CS2x.

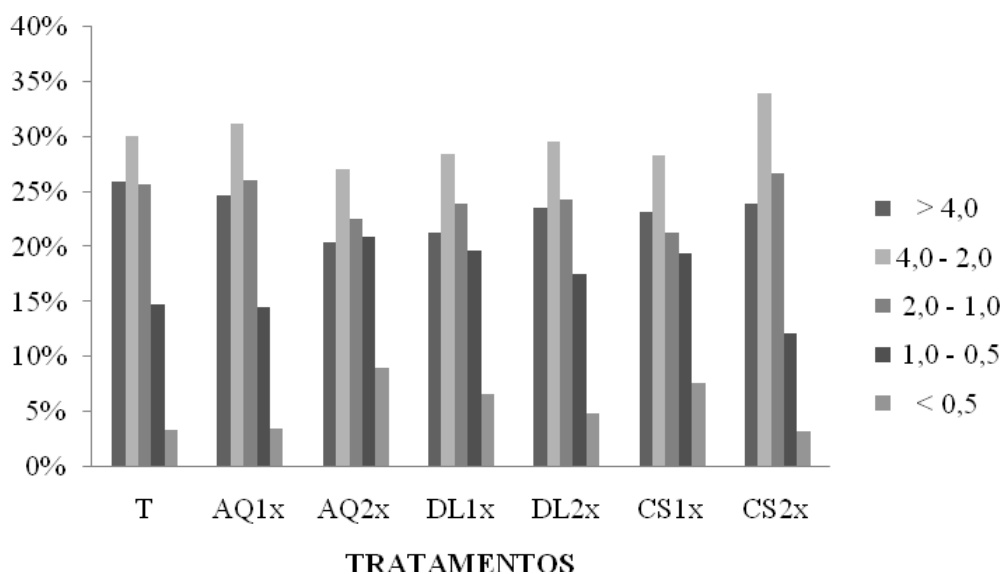


Figura 11. Porcentagem de agregados secos ao ar por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.

Na classe de tamanho de agregados 1,0 a 2,0mm estáveis em água, o tratamento CS2x apresentou o maior porcentagem e diferiu significativamente do tratamento AQ2x, que apresentou os menores valores. Já na classe 0,5 a 1,0 mm o tratamento CS2x diferiu dos demais, enquanto para os agregados < 0,5 mm os maiores valores foram observados no tratamento AQ2x e os menores valores no CS2x. Conforme Tisdall & Oades (1982), o uso agrícola do solo reduz os teores da matéria orgânica e conseqüentemente reflete na estabilidade de agregados, ocorrendo à diminuição na quantidade de agregados maiores que 2,0 mm e aumento da proporção relativa de microagregados no solo, cuja estabilidade não é influenciada pelo manejo.

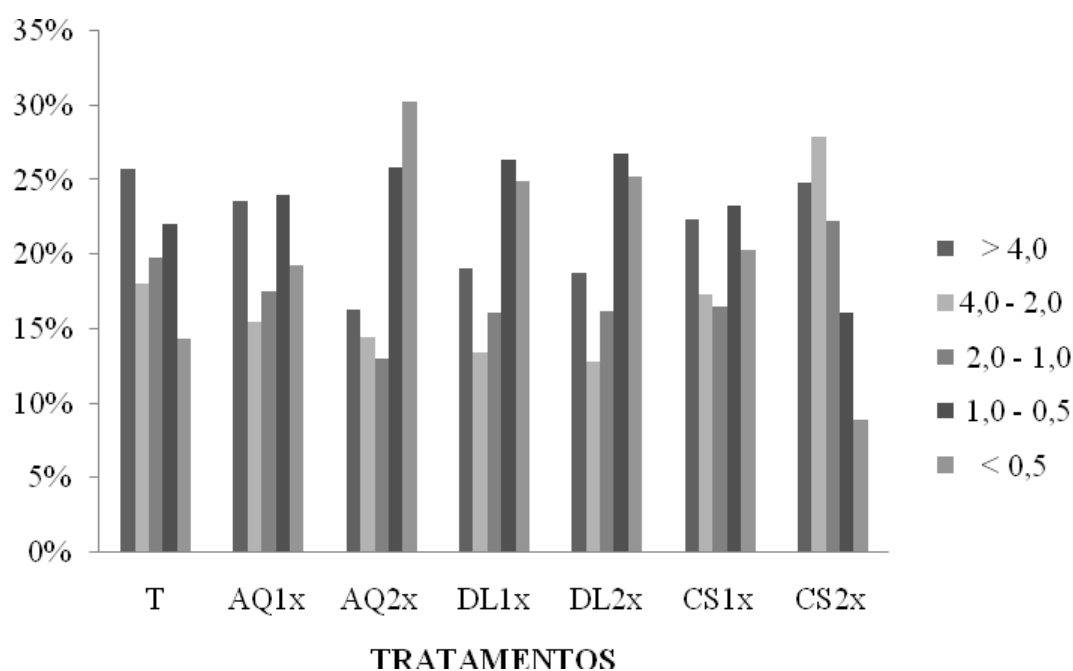


Figura 12. Porcentagem de agregados estáveis em água por classe de tamanho no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.

Não houve diferença significativa para a agregação medida pelo DMPsa e DMGsa (Tabela 10). Tanto o DMP como o DMG apresentam valores maiores na determinação efetuada nas amostras secas ao ar, pois essa determinação apenas mede o estado de agregação da amostra, diferentemente da determinação por peneiramento úmido, quando uma energia adicional de desagregação é aplicada às amostras (rápido umedecimento e agitação dentro da água). Por essa razão, a análise dos valores isolados de DMP e DMG não pode ser utilizada para concluir sobre a estabilidade dos agregados.

O tratamento CS2x diferiu significativamente dos tratamentos com DL e AQ2x para o parâmetro DMPea. Para o DMGea esse tratamento apenas não diferiu da testemunha. No IEA_{DMP} houve diferença da CS2x em relação ao DL2x e AQ2x e para IEA_{DMG} as diferenças observadas foram em relação aos tratamentos com dejetos líquidos e adubação química. Dessa forma, o tratamento CS2x apresentou os maiores valores de DMPea e DMGea e IEA e os menores valores para agregados da classe inferior a 1,0 mm, indicando apresentar maior

estabilidade dos agregados. Estes resultados podem ser justificados pelo fato desse tratamento receber um maior aporte de resíduos orgânicos com maior relação C/N, favorecendo o aumento e a conservação dos agregados, determinados pelo suprimento contínuo e decomposição no solo dos resíduos orgânicos pela atividade microbiana, resultando na formação de compostos orgânicos mais estáveis, que favorecem a formação e estabilização dos agregados (TISDALL & OADES, 1982).

Segundo Campos et al. (1995), independente do tipo de solo, o incremento de MO é acompanhado pelo incremento da agregação, expressa pela estabilidade dos agregados. Beutler et al. (2001), estudando a agregação de um Latossolo Vermelho Distrófico no Cerrado, e Grandy et al. (2002), estudando efeitos de adubações orgânicas sobre a MO e agregados na produção de *Solanum tuberosum* L, evidenciaram o efeito benéfico da MO na estabilidade de agregados.

Tabela 10. Parâmetros de agregação do solo determinados no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes.

Tratamentos	DMPsa	DMPea	DMGsa	DMGea	IEA _{DMP}	IEA _{DMG}
T	2,97a	2,58ab	2,27a	1,62ab	0,87ab	0,72ab
AQ1x	2,92a	2,37abc	2,23a	1,40bc	0,81ab	0,62b
AQ2x	2,56a	1,88c	1,77a	1,01c	0,74b	0,57b
DL1x	2,66a	2,05bc	1,91a	1,15bc	0,77ab	0,60b
DL2x	2,81a	2,02bc	2,09a	1,13c	0,72b	0,54b
CS1x	2,73a	2,34abc	1,97a	1,37bc	0,88ab	0,72ab
CS2x	2,95a	2,80a	2,30a	1,96a	0,95a	0,85a

T – Testemunha; CS1x - Adubação com cama sobreposta uma vez a dose recomendada de N; CS2x - Adubação com cama sobreposta duas vezes a dose recomendada de N; DL1x – Adubação com dejetos de suíno líquido uma vez a dose recomendada de N; DL2x - Adubação com dejetos de suíno líquido duas vezes a dose recomendada de N; AQ1x – adubação química (uréia) uma vez a dose recomendada de N; AQ2x - adubação química (uréia) duas vezes a dose recomendada de N. Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou se correlação positiva entre DMP e DMG estáveis em água com o IEA, o que não ocorreu com os mesmos parâmetros determinados em amostras secas ao ar (Tabela 11), indicando que a determinação por peneiramento em água é o melhor indicador da estabilidade dos agregados.

Tabela 11. Correlação (r) entre DMP e DMG de agregados seco ao ar (sa) e estáveis em água (ea) e IEA (DMP e DMG) no sexto ano de aplicação de tratamentos de adubação nitrogenada de diferentes fontes. $p < 0,05$.

	DMPsa	DMGsa	DMPea	DMGea	IEA _{DMP}	IEA _{DMG}
DMPsa	1	0,98	0,73	0,65	-0,02	-0,02
DMGsa		1	0,78	0,72	0,07	0,07
DMPea			1	0,97	0,66	0,66
DMGea				1	0,70	0,73
IEA _{DMP}					1	0,98
IEA _{DMG}						1

O sistema de manejo do solo pode modificar tanto o tamanho e estabilidade dos agregados como a concentração destes em uma determinada classe de tamanho (BEUTLER et al., 2001). Segundo Wohlenberg et al. (2004) os sistemas de cultivo que aportam material orgânico e mantém o solo coberto durante todo o ano proporcionam maior estabilidade de agregados, e as seqüências de culturas com gramíneas e leguminosas favorecem maior agregação. Dessa forma, pelo fato da estabilidade dos agregados ser sensível à alterações, este parâmetro pode ser utilizado como um indicador da qualidade física do solo.

6.4 Conclusões

Após cinco anos da implantação do experimento não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos no que se refere à densidade do solo, porosidade total, macroporosidade, microporosidade e retenção de água. A relação micro/macroporos em todos os tratamentos foi considerada ideal para culturas.

Foram verificados maiores valores para DMP e DMG para os agregados secos ao ar em relação aos estáveis em água.

O tratamento CS2x, apresentou maior estado de agregação e de estabilidades de agregados em relação aos tratamentos com DL, indicado pela ocorrência de maior percentagem de agregados para a classe de 2,0 a 4,0 mm e valores inferiores para agregados menores que 1,0 mm, assim como maiores valores de DMP_{ea} e DMG_{ea}, IEA_{DMP} e IEA_{DMG}.

A resistência à penetração apresentou diferença entre os tratamentos, com menor valor

no tratamento CS2x, que entre os tratamentos estudados foi aquele que apresentou maior possibilidade de contribuir na melhoria dos atributos físicos do solo.

7. ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS EM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO ADUBADO COM DEJETO LÍQUIDO, CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS E URÉIA SOB PLANTIO DIRETO

RESUMO

A utilização dos dejetos de suínos em doses e manejo correto é uma alternativa para as propriedades agrícolas, permitindo o desenvolvimento sustentável de sistemas integrados de produção, com menor custo, risco de danos ao ambiente e possibilidade de se obter maiores produtividades nas culturas. Esse estudo tem como objetivo avaliar as alterações químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo típico sob sistema plantio direto durante o ciclo do milho, no município de Braço do Norte, SC, em função da adubação com cama ou dejetos líquidos de suínos ou adubação nitrogenada solúvel (uréia). Forneceu-se o N recomendado e o dobro da dose para a cultura do milho. Foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm, analisando-se pH, P e K disponíveis, Ca, Mg e Al trocáveis, CTC, V% e MO. Para todos os parâmetros analisados, exceto Al, os tratamentos com adubação orgânica (DL e CS) apresentaram os maiores valores na camada superficial do solo quando comparados à AQ e T, diminuindo na maior parte dos casos em profundidade. As quantidades elevadas de dejetos suínos aplicadas aos solos, podem ao longo dos anos, causar problemas ambientais, principalmente pelo acúmulo de P. Os tratamentos com cama sobreposta e DL2x propiciaram as maiores produtividades para a cultura do milho quando comparados à testemunha.

Termos de indexação: Adubação orgânica, adubação química, macronutrientes.

ABSTRACT

The use of swine manure (SM) in correct doses and management is an alternative for agricultural areas and allows sustainable development of integrated production systems at lower costs, smaller risks to the environment and the possibility of better yields. This study aims at evaluating the chemical alterations in a typical red-yellowish clay soil under no-till system during the corn crop cycle in the municipality of Braço do Norte, SC, Southern Brazil, in relation to fertilization with deep bedding (DB) or pig slurry (PS) or soluble nitrogen fertilization (urea). The recommended amounts of nitrogen were provided and double the amount for the corn crop. Soil samples were collected at 0-15cm, 15-30cm, 30-45cm, and 45-60cm depths, and the values of pH, phosphorus and potassium available were analyzed, as well as those of changeable calcium, magnesium and aluminum, cation changing capacity, base saturation, and organic matter. For all the parameters analyzed, except for aluminum, the treatments with organic fertilization (PS and DB) presented the highest values on the superficial layer of the soil when compared to chemical fertilization and the control group, decreasing in most of the cases at greater depths. The high quantities of SM applied to the soils may, along the years, cause environmental problems mainly due to the accumulation of phosphorus. The treatments using DB and SM2x favored higher yields of corn when compared to the control groups.

Index terms: Organic fertilization, chemical fertilizer, macronutrients

7.1 Introdução

A suinocultura é uma das principais atividades em pequenas e médias propriedades rurais de Santa Catarina, estando representada de maneira mais significativa nas regiões Oeste e Sul do Estado, onde predomina o sistema intensivo de criação de suínos confinados, originando grandes quantidades de dejetos que necessitam de um destino. A utilização de dejetos como adubo é uma das alternativas de maior receptividade pelos agricultores, pois quando adequadamente manejados, aumentam a fertilidade do solo, a produtividade de grãos e diminuem o potencial poluidor, tornando-se um importante fator agregador de valor, já que é um recurso disponível nas propriedades (CHOUDHARY et al., 1996), sendo capaz de promover maior estabilidade econômica, social e ambiental.

Entretanto, o aumento da produtividade das culturas em curto prazo não é critério suficiente para a sustentabilidade do sistema, pois os dejetos suínos possuem composição química muito variável, principalmente em função da alimentação e do manejo da água empregados nos criatórios.

Os dejetos suínos são fontes dos principais nutrientes como o N, o P, o K, o Ca, o Mg e MO, mas enquanto os fertilizantes químicos podem ser formulados para cada tipo de solo e cultura, os dejetos suínos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais em relação às recomendadas para as culturas. Dessa forma, adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos (KONZEN, 1997).

Por outro lado, os adubos orgânicos apresentam, em geral, um maior efeito residual no solo que os de origem mineral. Isto é explicado pela lenta mineralização dos compostos orgânicos e a liberação dos nutrientes disponíveis em um maior espaço de tempo, que

depende dos atributos de solo e da composição do material. Desta forma, estes nutrientes ficam menos sujeitos às reações químicas do solo, ao contrário do que acontece com os adubos minerais. No caso específico do N, o adubo orgânico tende a suprir este nutriente por mais tempo, através da mineralização lenta dos compostos orgânicos, enquanto que o elemento na forma iônica é perdido facilmente por lixiviação e volatilização (SCHERER et al., 1984).

A forma de evitar o desequilíbrio químico do solo e os danos ambientais advindos do excesso de nutrientes decorrentes do uso de dejetos é limitar as aplicações em função da quantidade de nutrientes extraída pelas culturas, com base do nutriente requerido em menor quantidade. O nutriente não suprido integralmente via dejetos seria complementado por meio de fertilizantes químicos.

Outro aspecto a se considerar é o uso de dejetos suínos em SPD, onde a ciclagem de nutrientes se torna relevante, pode auxiliar na manutenção e melhoria dos atributos químicos do solo. Diante disso o objetivo desse trabalho foi determinar as variações químicas do pH, P e K disponíveis, Ca, Mg e Al trocáveis, CTC, V% e MO em um Argissolo Vermelho-Amarelo sob SPD, no município de Braço do Norte, SC, em função da adubação com cama sobreposta, dejetos líquidos de suínos e adubação química para a cultura do milho.

7.2 Material e Métodos

A unidade experimental bem como os tratamentos são os mesmos abordados no item 5.3, cujas avaliações foram realizadas durante ciclo do milho safra 2007/2008. Em toda a área foi realizada a semeadura do milho (AG 2060) e a quantidade de N a ser aplicada foi calculada de acordo com Comissão Química e Fertilidade do Solo (CQFS RS/SC, 2004).

A aplicação dos dejetos líquidos e a adubação química (uréia) foram parceladas segundo recomendação da CQFS RS/SC. Os dejetos líquidos foram obtidos em sistema de criação

ciclo completo, coletados em esterqueira, sendo compostos de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros, água das chuvas, pêlos e poeira. A quantidade de N recomendada para as cultura do milho (90 kg ha^{-1}) foi definida em função da análise do solo e da produtividade esperada.

O volume de dejetos aplicado, determinado a partir da estimativa de concentração de nutrientes pela calibração com densímetro foi de $50,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o tratamento uma vez a necessidade em N das culturas, que foi corrigido para $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ previsto na Instrução Normativa 11 para o estado de Santa Catarina (FATMA, 2009), distribuídos em três aplicações (01/10, 05/11 e 23/12/2007). As quantidades totais de nutrientes aplicadas nesse tratamento foram de 89 kg N ha^{-1} , $79 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ e $63 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ para o tratamento uma vez a necessidade em N para o milho e o dobro para o tratamento duas vezes a necessidade em N.

A cama sobreposta de suínos foi obtida na Escola Agrotécnica Federal de Concórdia aplicada manualmente na superfície do solo cinco dias antes da semeadura, onde o sistema de criação de suínos é com substrato de maravalha. As avaliações físicas e químicas da cama sobreposta de suíno foram realizadas no CNPSA/Embrapa. Em 01/10/2007, foram aplicados $10,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de cama para o tratamento uma vez a necessidade em N e $21,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o dobro da recomendação e as quantidades de N, P e K representaram 90 kg ha^{-1} , $88,62 \text{ kg ha}^{-1}$ e 74 kg ha^{-1} , respectivamente para a recomendação de adubação em N e 180 kg ha^{-1} , $177,24 \text{ kg ha}^{-1}$ e 148 kg ha^{-1} , respectivamente, para o dobro da recomendação. Na Tabela 12 está apresentada a composição química da cama sobreposta e dejetos líquidos aplicados no experimento.

Tabela 12. Caracterização química da cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos aplicados na unidade experimental.

	MS g kg ⁻¹	pH	N total	P ₂ O ₅	K ₂ O	C	Ca	Mg
Cama sobreposta	640	8,9	21,8	16,1	10,8	g kg ⁻¹ 191,3	34,0	9,0
Dejetos líquidos	32	7,4	2,22	1,26	1,01	kg m ⁻³ 8,9	1,02	0,39

As amostras de solo para a realização das análises químicas foram compostas de coletas em seis épocas: aos 0, 7, 35, 53, 73 e 142 dias após aplicação da cama sobreposta e a primeira aplicação de dejetos líquido e uréia, coletadas durante o ciclo do milho em cada parcela, nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm, com o auxílio de um trado holandês. Após a coleta o material foi seco ao ar, peneirado obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA).

As análises foram realizadas no Laboratório de Solos da Epagri de Chapecó, SC, onde foram feitas as seguintes determinações, conforme método descrito por Tedesco et al. (1995): pH em água (relação 1:1), Al, Ca e o Mg extraídos com KCl 1 mol L⁻¹, sendo o Al determinado por titulação e o Ca e Mg determinados por espectrofotometria de absorção atômica. O P e o K foram extraídos com solução Mehlich 1, sendo que o P foi determinado por espectrofotometria e o K por fotometria de chama, de acordo com os procedimentos da Embrapa (1997). A MO foi determinado pelo método de Walkley e Black. Foram calculadas a CTC, V% e as relações Ca/Mg, Ca/K, Mg/K.

Os dados foram submetidos à análise de variância e de comparação de médias, utilizando-se o teste de Tukey (p < 0,05). A análise de correlação linear (r) foi utilizada para verificar a dependência entre as variáveis.

7.3 Resultados e Discussão

Verificou-se através da análise de variância que o valor médio do pH em água, apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$) nas diferentes profundidades amostradas (Figura 13). Os valores de pH são mais elevados na camada superficial do solo, principalmente nos tratamentos com CS, que recebem aportes de MO anualmente, diminuindo os valores em profundidade.

O tratamento CS2x apresentou maiores valores para as 4 profundidades, diferindo significativamente dos demais tratamentos, seguido do tratamento CS1x que diferiu dos demais nas camadas abaixo de 15 cm, mas não apresentou diferença na camada superficial em relação às adubações com dejetos líquidos. Na camada superficial os tratamentos com adubação química apresentaram menores valores de pH, diferindo dos demais. Esse padrão pode estar relacionado com as reações que ocorrem na transformação da uréia no solo pela ação dos microrganismos (VALE et al., 1993). Na profundidade de 30-60 cm os maiores valores continuaram ocorrendo nos tratamentos com CS, mas os tratamentos com DL não diferiram da testemunha.

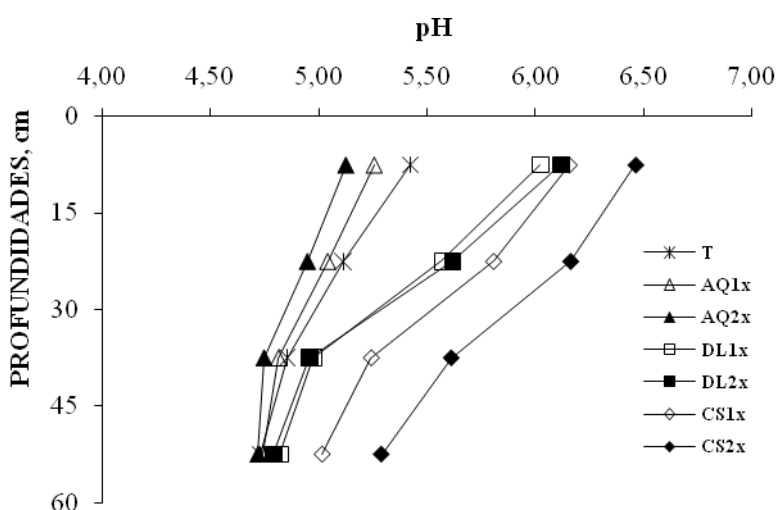


Figura 13. Valores de pH nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

A comparação dos valores do pH no início da implantação do experimento em 2002 (Tabela 2) com os valores do período de 2007/2008, revelaram aumento de pH inclusive no tratamento sem adubação (T), que se deve ao fato da calagem no início do experimento. Outro fator pode estar relacionado ao SPD, que em função da cobertura vegetal permanente do solo propicia acúmulo de MO e a redução das perdas de ânions orgânicos do sistema com aumento do consumo de H^+ . Assim a cobertura morta contribui para a alcalinização dos solos (PAES et al.,1996).

Para os tratamentos com dejetos suínos, além da cobertura vegetal, os resultados encontrados podem ser justificados pelo longo período de aplicação de dejetos, que propiciaram uma intensificação dos mecanismos favoráveis à elevação do pH comparativamente à T, além do maior valor de pH encontrado nos tratamentos com dejetos líquido e cama sobreposta (Tabela 12).

Mattias (2006) em estudo em duas microbacias no estado de Santa Catarina, observou valores médios de pH entre 5,1 e 5,5 nos solos que recebem aplicações sistemáticas de dejetos, enquanto que naqueles que não receberam aplicações o pH variou de 4,9 a 5,0. Após quatro anos de aplicações de dejetos líquido de suínos, L'Herroux et al. (1997) verificaram variações nos valores de pH de 5,9 para 7,0. Os autores justificaram as alterações de pH devido às altas quantidades de íons como Ca^{+2} , Mg^{+2} e CO_3^{-2} presentes nos dejetos. Ernani & Gianello (1983) em experimento com cama de aviário observaram aumento no pH e diminuição do teor de Al trocável. Scherer et al. (1984) estudando a adubação com dejetos suínos no milho verificaram mínimas alterações no pH do solo, principalmente em se tratando de solos altamente tamponados. Já Kiehl et al. (1981), observaram reduções nos valores de pH, principalmente a partir do sétimo dia de aplicação de dejetos suínos, pela transformação do $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$, com conseqüente liberação de H^+ para o meio.

Os maiores valores de pH observados foram acompanhados pelos menores valores de

Al, assim como os menores valores de pH nos tratamentos foram acompanhados pelos maiores valores de Al. Os teores de Al encontrados na camada superficial foram maiores nos tratamentos com adubação química, diferindo para os demais tratamentos (Figura 14). Na camada de 15-30 cm os tratamentos com adubação orgânica apresentaram os menores valores diferindo dos demais tratamentos. Na camada de 30-60 cm o tratamento CS2x apresentou os menores valores diferindo dos demais tratamentos, enquanto AQ2x apresentou os maiores valores de Al. Os valores para a CS2x tanto em superfície quanto em subsuperfície, foram muito baixos ($0,16 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

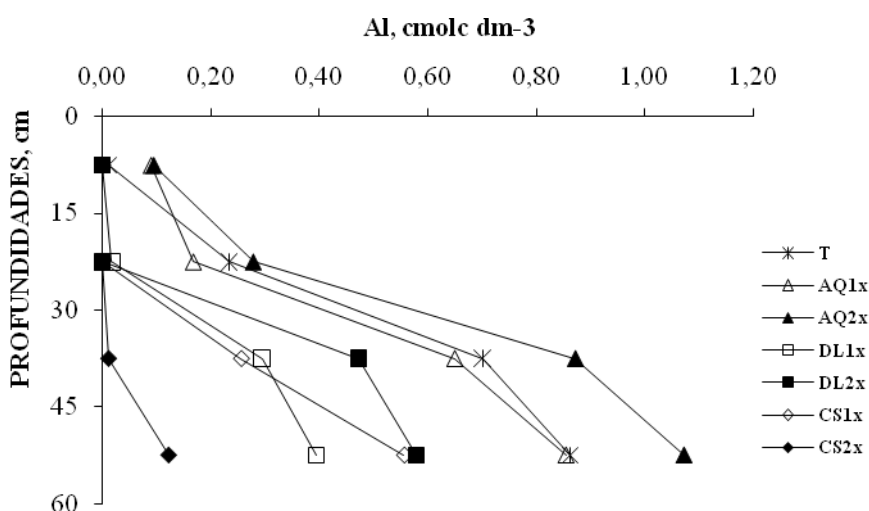


Figura 14. Valores de Al ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Esses resultados podem ser decorrentes da adição de material orgânico ao solo que diminui o teor de Al trocável pelo aumento do pH do solo, ocasionando hidrólise do Al^{3+} e a complexação orgânica deste em profundidade pelo efeito da adubação orgânica com os dejetos de suínos (WHALEN et al., 2000). Segundo Andreola et al. (2000) a redução nos teores de Al pelo uso de dejetos e o aumento do pH em decorrência da adição de resíduos orgânicos são efeitos transitórios e permanecem enquanto as aplicações de dejetos são periódicas. De acordo com Bayer & Mielniczuk (1999), a MO pode formar complexos estáveis e neutralizar o Al trocável, diminuindo seu efeito prejudicial sobre as culturas.

Através dos dados apresentados na Figura 15, demonstra-se que os maiores valores para a MO ocorreram no tratamento CS2x nas camadas superficiais, diminuindo em profundidade para todos os tratamentos. Padrão similar ao verificado neste estudo foi observado por Pauletti et al. (1995) avaliando fertilidade do solo em profundidades em áreas sob plantio direto. Segundo Tomé Jr. (1997) o teor de MO, para a maioria dos solos diminui em profundidade, devido às menores taxas de deposição. Na camada superficial o tratamento CS2x diferiu dos demais, seguido por CS1x. Não ocorreu diferença entre os tratamentos com dejetos líquido, adubação química e testemunha, que apresentaram os menores valores de MO. Na camada de 15-30 cm a CS2x apresentou os maiores valores e os demais tratamentos não diferiram da testemunha. Na camada de 30-45 cm não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos enquanto na camada de 45-60 cm os tratamentos DL1x e CS2x diferiram da testemunha.

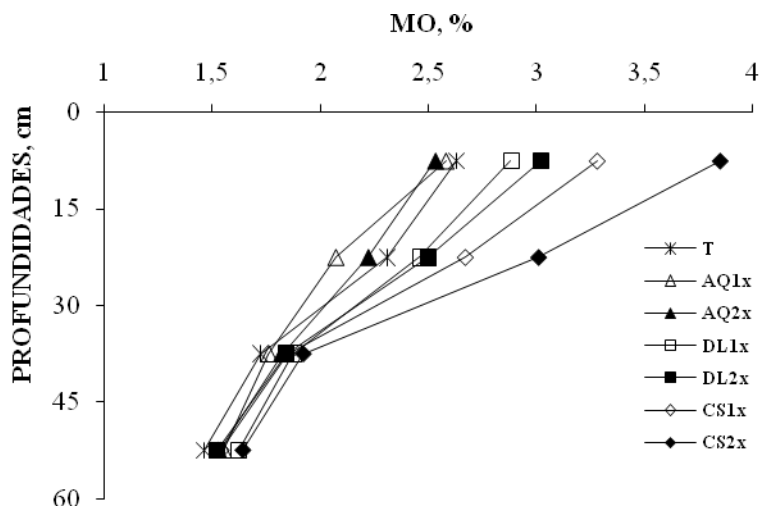


Figura 15. Teores de MO para as profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

No tratamento CS2x houve acréscimo do conteúdo de MO em relação aos valores do início do experimento (Tabela 2). Nos demais tratamentos houve decréscimo, o que não é comum pelo fato da utilização do SPD. Esse decréscimo pode estar relacionado à diminuição da relação C/N, devido à aplicação de dejetos suínos, acelerando a decomposição dos restos culturais que promove uma maior atividade biológica. Em áreas sob campo natural esse aumento pode também não acontecer. Nos estudos realizados por Ceretta et al. (2003), com aplicações de dejetos líquidos em pastagens também não se observaram aumento no teor de C orgânico no solo após 48 meses de aplicações sucessivas. Em ensaios de longa duração (34 anos) com aplicação de dejetos não foram verificadas alterações no conteúdo total de C no solo (ELLERBROCK et al., 1999). Muzilli (1983), Rheinheimer et al. (1998) e Falleiro et al. (2003), verificaram aumento dos teores de MO na camada superficial do solo em áreas com SPD.

A maior quantidade de MO na camada superficial, provavelmente, influenciou o padrão das demais variáveis, especialmente a CTC, por ser altamente influenciada pela quantidade de MO presente no solo (CHUEIRI & VASCONCELLOS, 2000). Testa et al. (1992) estudando as características químicas de um Argissolo Vermelho em diversos sistemas de culturas observaram aumento da CTC do solo devido à elevação do teor de MO, permitindo maior retenção de cátions liberados pela biomassa das culturas e a redução da lixiviação.

Através dos dados apresentados na Figura 16, verifica-se valores superiores da CTC (valor T) na camada superficial, assim como o observado por Rheinheimer et al. (1998), que trabalhando em solo arenoso também encontraram valores superiores na camada superficial em SPD, em comparação ao plantio convencional. Os autores atribuíram o aumento da CTC como resultado do aumento do teor de MO nessa camada. Também Bayer & Bertol (1999) atribuíram o aumento da CTC nas camadas superficiais do SPD à elevação dos teores de MO,

principalmente da fração ácidos húmicos, responsável pela formação de muitas cargas negativas no solo.

As características do solo relacionadas com a CTC, apresentadas na Figura 16, indicam que houve diferença significativa entre os tratamentos na camada superficial, com maiores valores para os tratamentos com adubações orgânicas. O maior valor foi observado no tratamento CS2x, que diferiu dos demais, seguido pelos tratamentos CS1x, DL2x e DL1x que diferiram entre si. Na camada de 15 a 30 cm os maiores valores também foram observados com CS2x enquanto os menores valores de CTC com as adubações químicas. Na camada de 30-45 cm a CS2x apresentou o maior valor de CTC e os demais tratamentos apresentaram valores inferiores à T. Os maiores valores de CTC observados no tratamento com cama sobreposta estão relacionados ao fato que após a aplicação deste material, grande parte dos nutrientes adicionados permaneceu na forma orgânica. Com a mineralização do material orgânico, iniciou-se a disponibilização das bases, originando o aumento da CTC. Verifica-se, portanto, que o aumento das doses do adubo orgânico resultou em melhoria das condições químicas do solo, tal como é relatado por Holanda et al. (1984).

A análise da CTC é um importante atributo químico na determinação da disponibilidade de nutrientes e no potencial produtivo dos solos, determinando a capacidade do solo de armazenar nutrientes catiônicos numa forma prontamente disponível aos vegetais, ao mesmo tempo em que os protege de lixiviação. Solos com alta CTC têm maior capacidade de repor a concentração de nutrientes na solução (ERNANI, 2008).

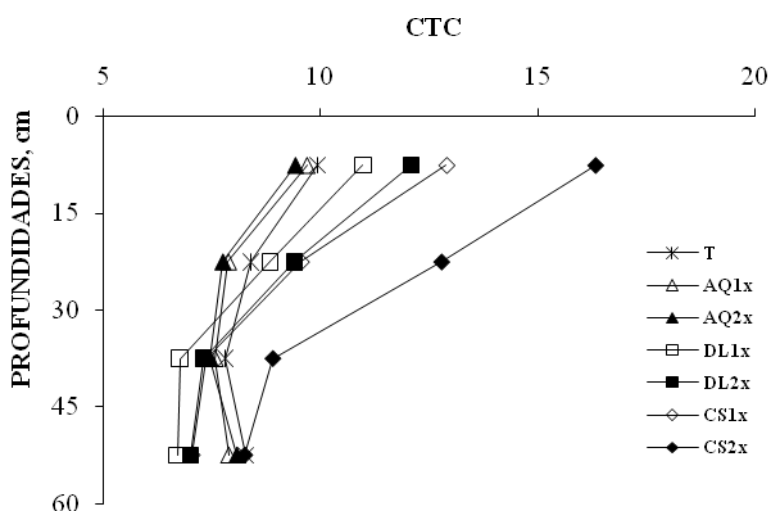


Figura 16. CTC (cmolc dm^{-3}) nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 nas diferentes adubações.

A adubação orgânica influenciou a saturação de bases (V%) em todas as camadas analisadas, com redução em profundidade. Com o aumento do pH há criação de cargas negativas contribuindo para a CTC. Além disso, o aumento da CTC, pela elevação do pH aumenta a retenção de cátions (PETRERE & ANGHINONI, 2001).

O tratamento CS2x apresentou diferença significativa para os demais e variou de 87% para 55% da camada superficial para a camada de 45 a 60 cm (Figura 17). Esses aumentos observados na saturação de bases devem estar relacionados ao elevados teores de K contidos nos dejetos suínos e que se acumularam no solo.

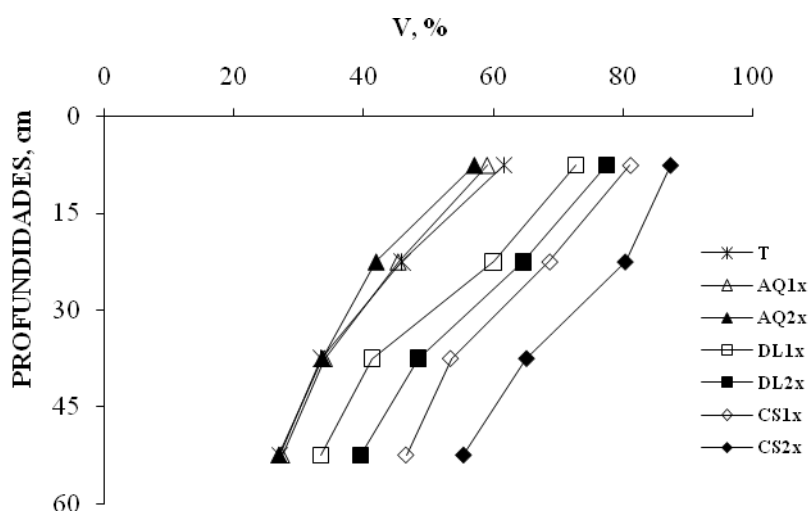


Figura 17. V (%) nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 nas diferentes adubações.

Os teores de cátions básicos no solo foram influenciados pelas diferentes formas de adubação e profundidades do solo. As bases apresentaram comportamento semelhante ao do pH, de forma que seus maiores valores foram observados nas camadas superficiais, decrescendo na maioria dos casos em profundidade, fato que pode estar relacionado à MO que mantém as bases e conseqüentemente diminui a lixiviação. Segundo Falleiro et al. (2003) esse aspecto está relacionado às características de poder tampão da MO e/ou ao aumento da força iônica da solução do solo devido aos incrementos nos teores das bases na camada superficial.

Os altos teores do K observados no início do experimento estão relacionados às consecutivas aplicações de dejetos nos anos anteriores, além do fato desse nutriente permanecer quase que totalmente na forma iônica, dentro do tecido vegetal. Dessa forma, os restos culturais do milho se constituem em uma fonte expressiva do nutriente para culturas subseqüentes, no SPD (MARSCHNER, 1995). Com a utilização da sucessão aveia/milho, o K é absorvido constantemente, permanecendo a maior parte do tempo no tecido vegetal, diminuindo as perdas. A quantidade de K absorvida é grande e a exportação via grão corresponde a apenas 20%, disponibilizando grande quantidade de K nos restos culturais, sendo que 80% do K contido nos resíduos é liberado em menos de 30 dias.

O acúmulo observado no perfil do solo se justifica pela diferença entre a quantidade de dejetos aplicada e a quantidade absorvida pelas culturas, visto que as adubações foram calculadas com base na recomendação de N para o milho, o que extrapola as necessidades de K. Do ponto de vista técnico, o ideal seria suprir o K via dejetos suínos e a diferença da necessidade de N através da utilização de leguminosas para ocorrer a fixação de N. Por outro lado, esta recomendação não é aceita pelos agricultores pela necessidade de dar destino ao excesso de dejetos nas propriedades. Esta opção, apesar de ser economicamente melhor para o agricultor, causa acúmulo de P e K no solo.

Através da Figura 18 percebe-se que as adubações com dejetos suínos (CS e DL) aumentaram os teores de K. Seganfredo (1998) também observou teores de K superiores nos solos que receberam aplicações de dejetos, em comparação aos que não receberam. Verificou-se no presente estudo que a disponibilidade de K diminuiu em profundidade na maioria dos tratamentos, mas mesmo assim apresenta valores muito altos, principalmente nas adubações com cama sobreposta (CFQS, 2004).

No tratamento CS2x, que foi seguido por CS1x, foi observado tanto o maior valor de K na camada superficial como em profundidade, que diferiram significativamente dos demais. Este comportamento também foi verificado por Silva et al. (2004), em Latossolo Vermelho-Amarelo do Paraná, que constataram acúmulo de K trocável nas camadas superficiais do solo após a aplicação superficial de dejetos de suínos. Os resultados encontrados na literatura demonstram que em diferentes solos e sob qualquer condição de adubação em áreas sob SPD, a concentração de K tende a decrescer em profundidade (FALLEIRO et al., 2003).

Um dos fatores que contribuiu para o acúmulo do K na camada superficial do tratamento CS2x, foi a alta concentração do K^+ no dejetos e a aplicação em superfície da cama sobreposta de suínos. Por outro lado, os elevados valores observados em profundidade podem ser devido a ação da água das chuvas, independentemente da mineralização da MO, que pode se

constituir em fator importante na lixiviação de nutrientes de restos vegetais.

Em experimento realizado em um Espodosolo, Phillips & Burton (2002) observaram a tendência dos cátions K^+ e NH_4^+ ficarem mais retidos nas camadas inferiores do solo e relacionaram o resultado ao fato da MO reter preferencialmente os cátions multivalentes, considerando que a MO decresceu com a profundidade nos tratamentos avaliados.

As perdas por lixiviação são muito dependentes da concentração de K na solução do solo e do excesso de água para deslocamento no perfil para camadas mais profundas do solo. Embora os manejos conservacionistas proporcionem maior infiltração de água, o K da solução é menor em decorrência da maior CTC, pela recuperação da MO e pela presença contínua de plantas ou de cobertura do solo.

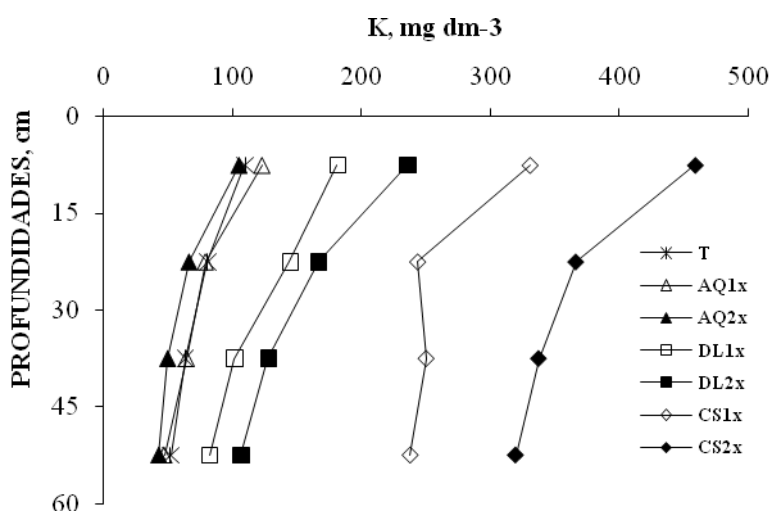


Figura 18. K nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.

Em relação aos teores de Ca no solo, observaram-se maiores valores nos tratamentos com adubação orgânica, quando comparados à testemunha, até a camada de 30 cm. Até a camada de 45 cm observa-se que o aumento das doses do adubo mineral resultou em redução dos teores de Ca. Essa redução determinada pelo aumento da dose do adubo mineral pode estar relacionada a uma maior absorção deste nutriente pela planta, uma vez que ocorreram

ganhos de produção nos tratamentos AQ2x em relação ao AQ1x (Figura 19).

Por sua vez, os níveis crescentes de adubação orgânica resultaram em aumento dos teores de Ca trocável em comparação aos observados em 2002 (Tabela 2), demonstrando que a quantidade de Ca fornecida pela adubação orgânica foi superior àquela demandada pelo milho. Resultados semelhantes foram obtidos por Liebhardt (1976) ao adicionar esterco de aves durante três anos consecutivos na cultura do milho.

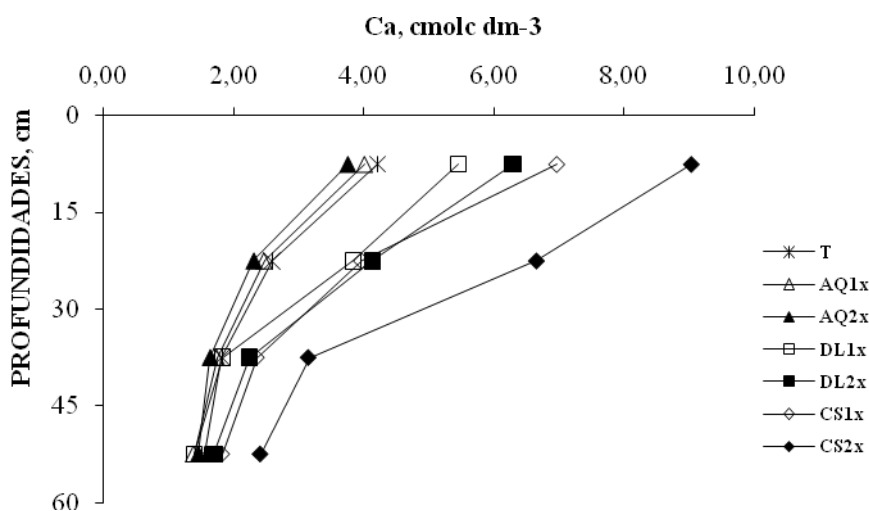


Figura 19. Ca nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.

Os maiores valores de Ca foram observados no tratamento com CS2x em todas as profundidades, com diminuição dos teores em profundidade (Figura 19).

O Mg, semelhante ao Ca, foi influenciado pela adubação orgânica e apresentou interação significativa para tratamento e camada de amostragem. Os maiores valores foram verificados no tratamento CS2x (Figura 20).

Os maiores valores de Ca em relação ao Mg na solução do solo podem prejudicar a absorção deste último. Por outro lado, o excesso de Mg também desfavorece a absorção de Ca e de K (MALAVOLTA et al., 1997).

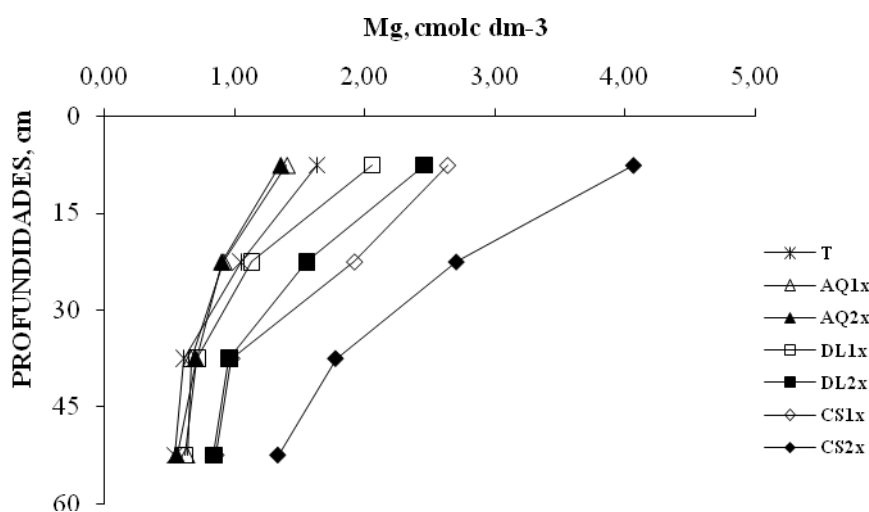


Figura 20. Mg nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.

Para a relação Ca:Mg não se observou diferença entre os tratamentos, estando a relação na faixa entre 2 e 3:1, considerada dentro dos limites da cultura do milho. Key et al. (1962), estudando a relação Ca:Mg no milho, concluíram que os rendimentos da cultura não são alterados por qualquer relação destes cátions na faixa de variação entre 50:1 e 1:1, desde que as espécies catiônicas estejam presentes em quantidades adequadas para as exigências das plantas.

Assim como o K, o P apresentou elevação nos seus níveis no decorrer das amostragens. Embora as exigências do milho por P sejam em quantidades bem menores do que aquelas de N e K, as doses normalmente recomendadas de P são altas, em função da baixa eficiência (20 a 30%) de aproveitamento desse nutriente pela cultura. Plantas de ciclo curto, com intenso desenvolvimento como o milho, requerem maior nível de P em solução e reposição mais rápida que culturas perenes.

O P apresentou resposta à adubação orgânica, com aumentos nos valores quando comparados aos valores do início da implantação do experimento. Segundo Pratt (1979), as sucessivas aplicações de dejetos podem causar acúmulo de P principalmente na camada superficial do solo, favorecendo as perdas por escoamento superficial, podendo causar

eutrofização das águas (GIUSQUIANI et al., 1998).

Os maiores valores de P foram observados no tratamento CS2x que diferiu dos demais, seguido pelos tratamentos CS1x, DL2x e DL1x, com acúmulo em superfície (Figura 21), devido ao fato do ânion fosfato ser muito pouco móvel no solo, e também por ser pouco extraído pela cultura (FANCELLI & DOURADO NETO, 2000). Dessa forma, a dose duplicada de adubação com CS e DL refletiu nos maiores teores de P. O tratamento AQ2x apresentou valores inferiores à T até a camada de 45 cm.

No SPD, os fertilizantes são aplicados na superfície do solo sem a posterior incorporação, aumentando os teores de P total da camada superficial (Sims et al., 1998) e esse acúmulo ocorre apenas nos primeiros centímetros superficiais, próximo à deposição do adubo (RHEINHEIMER et al., 1998). Este padrão também foi observado por Scherer & Nesi (2004), em Latossolos e Cambissolos de Santa Catarina. Silva et al. (2004), estudando diferentes doses de esterco e fertilizante mineral em Latossolo Vermelho-Amarelo do Paraná, observaram a ocorrência de gradiente de concentração de P, com rápido decréscimo em profundidade.

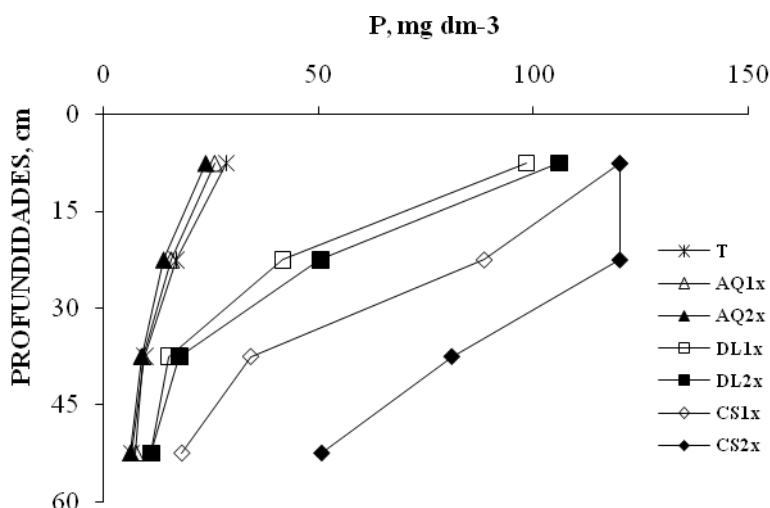


Figura 21. P nas profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 em diferentes adubações.

A observação de P em profundidade pode estar relacionada ao excesso de K que favorece o transporte do fosfato em profundidade, mesmo considerando que o P se encontra na maioria das vezes combinado com compostos de Fe, Al, Ca e com MO. Em solos arenosos, o P contido nos dejetos se difunde mais rapidamente no solo, pois a MO do dejetos favorece a solubilização dos fosfatos, quando comparado com fertilizantes minerais, fato que não ocorre em solos argilosos (OLIVEIRA et al. 1993).

Os teores de P observados na camada subsuperficial são indicativos de que elevadas doses de adubação orgânica são suficientes para promover deslocamento do P para subsuperfície (Figura 21). O aumento no teor de P em todo o perfil estudado, após sucessivas aplicações de altas doses de dejetos líquido de suínos e cama sobreposta, evidencia a transferência de P em profundidade no solo e uma possível contaminação de águas subsuperficiais.

Nos tratamentos com dejetos suínos, tanto cama sobreposta como dejetos líquido, foram observados os maiores valores de P, inclusive na camada de 45-60 cm, podendo esse aumento estar relacionado com a utilização do SPD, que proporciona canais preferenciais de penetração de água, raízes e atividade da biota do solo.

Alguns trabalhos relatam a movimentação de P aplicado superficialmente (KANGC & YUNUSA, 1977; DICK, 1983). Segundo Pink et al. (1941), a lixiviação do P no solo e sua mobilidade estão relacionadas às formas orgânicas, que apresenta movimentação livre no solo como constituinte de células microbianas e outros colóides orgânicos (HANNAPEL et al., 1964). Já o P inorgânico tem sua mobilidade controlada pelo tipo e conteúdo de argilominerais e sesquióxidos de ferro e alumínio.

Este acúmulo de P no solo decorre do uso contínuo de dejetos, que possuem uma ampla variação na composição química dos materiais orgânicos. O desequilíbrio no teor de N e P pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1 (SHARPLEY et al.

1996). Kao & Blanchar (1973) demonstram que a aplicação contínua de dejetos e fertilizantes por 82 anos promoveu uma migração significativa de P disponível até as profundidades de 1,0 a 1,4m.

Silva (2005), estudando diferentes doses de esterco e fertilizante mineral em SPD, observou ocorrência de gradiente da concentração de P, com rápido decréscimo em profundidade. Segundo esse autor existe a possibilidade de movimentação de P devido a alta atividade biológica e ao grande numero de bioporos, mas não observou transporte de P em subsuperfície. Motta et al. (2002) comenta que, devido à baixa mobilidade de P no solo e ao acúmulo devido à aplicação do P superficial em plantio direto, seja via fertilização mineral ou orgânica, comumente ocorre acúmulo nas camadas superficiais do solo. Eghball et al. (1996) verificaram maior lixiviação P com aplicação de dejetos em relação ao fertilizante mineral, o que demonstra maior mobilidade de P no solo na forma orgânica. Muzilli (1983) observou maior acúmulo do elemento nas camadas superficiais do solo após cinco anos sob plantio direto.

Em solos que recebem aplicações de dejetos, os teores de P são altos (CQFS-RS/SC, 2004), indicando que as aplicações ao longo do tempo são efetivas quanto ao fornecimento de P e outros nutrientes para os vegetais, porém isso se tornam preocupantes do ponto de vista ambiental. Resultados semelhantes também foram obtidos por Seganfredo (1998) e Ceretta et al. (2003).

Basso et al. (2005) testaram três doses de aplicação de dejetos líquidos de suíno (20, 40 e 80m³ ha⁻¹) em Argissolo, e verificaram que as concentrações de P total foram baixas no primeiro ano de cultivo, mas apresentam tendência de aumento aos 12 e 21 dias após a aplicação do dejetos.

Em relação à produtividade do milho, observou-se que as adubações mineral e orgânica contribuíram para o aumento da produtividade (Figura 22). Somente verificou-se diferença

significativa entre a testemunha e os tratamentos CS2x, CS1x e DL2x. Essa diferença observada se justifica, em geral, pelo aumento dos teores de Ca, Mg, K, P, CTC, pH e MO no solo nesses tratamentos.

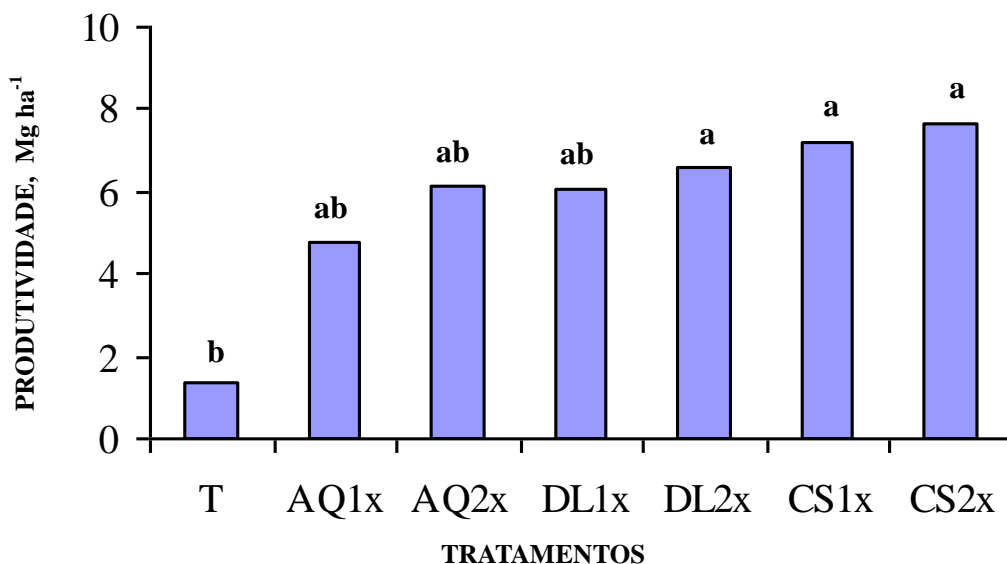


Figura 22. Produtividade do milho em função de diferentes adubações.

Evans et al. (1977), trabalhando com a cultura do milho nos Estados Unidos durante dois anos consecutivos, avaliaram a produtividade de grãos em função da aplicação de dejetos suíno, fertilização mineral e parcela sem adubação (testemunha) em um solo franco siltoso, verificando que a produtividade com aplicação de dejetos foi superior à testemunha em 2.642 kg ha⁻¹, mas não diferiu da adubação mineral. Scherer et al. (1986), comparando a produtividade de milho com e sem aplicação de dejetos, verificaram que o uso de 40 m³ ha⁻¹ como única fonte de nitrogênio (o equivalente a uma aplicação de 40 kg ha⁻¹ de nitrogênio na forma de uréia), proporcionou um incremento médio de 1.320kg ha⁻¹.

Arns (2004), utilizando quantidades de cama sobreposta de suínos de 5, 10,8 e 31,2 Mg ha⁻¹, correspondendo a 60, 100 e 300 kg ha⁻¹ de N, respectivamente, obtiveram a maior rendimento com a dose máxima. Konzen & Alvarenga (2002), verificaram valores entre 5.200 a 7.600 kg ha⁻¹ de milho com o uso de dejetos de suínos. Trentin et al. (2002), com a aplicação

de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de esterco líquido de suínos em milho, verificaram produtividades de 3,3, 5,6 e 6,5 Mg ha⁻¹ de grãos, respectivamente.

A análise de correlação demonstrou a existência de interação positiva entre os diferentes fatores analisados (Tabela 13), à exceção do Al, que foi o único parâmetro que apresentou correlação negativa.

Tabela 13. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas (p≤0,05).

	K	Ca	CTC	Mg	P	pH	MO	Al	Produtividade
K	1	0,95	0,96	0,97	0,77	0,78	0,97	-0,54	0,56
Ca		1	0,99	0,97	0,80	0,85	0,96	-0,60	0,46
CTC			1	0,98	0,77	0,82	0,97	-0,55	0,49
Mg				1	0,78	0,82	0,97	-0,58	0,52
P					1	0,93	0,84	-0,74	0,53
pH						1	0,85	-0,82	0,41
MO							1	-0,57	0,58
Al								1	-0,06
Produtividade									1

7.4 Conclusões

A adição de dejetos suíno ao solo proporcionou aumento do pH e favoreceu a complexação do Al, inclusive em profundidade.

Dejetos suínos aplicados aos solos implicaram em aumento dos teores de nutrientes, que ao longo dos anos podem causar problemas ambientais, principalmente pelo acúmulo de P.

Os tratamentos CS2x, CS1x e DL2x proporcionaram aumentos de produtividade do milho em relação à testemunha.

A adubação com CS e DL se mostrou eficaz, podendo substituir a adubação química com uréia.

8. LIXIVIAÇÃO DE NITRATO, COBRE, ZINCO E MANGANÊS EM ARGISSOLO ADUBADO COM CAMA SOBREPOSTA, DEJETOS LÍQUIDO DE SUÍNOS E URÉIA.

RESUMO

A aplicação sucessiva de elevadas doses de dejetos suínos pode causar problemas de contaminação com nitrato além de aumentar os teores de zinco, manganês e cobre, devido às suas altas concentrações nesses dejetos, decorrentes especialmente de suplementos minerais adicionados à ração. Este estudo avaliou as alterações químicas nos teores de N-NO_3^- , Zn, Cu e Mn, em um Argissolo Vermelho-Amarelo típico no município de Braço do Norte, SC, durante o ciclo da cultura do milho no sistema de plantio direto, em função da adubação com cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos e adubação química, com aplicação da dose de N recomendada e o dobro da dose para a cultura do milho. As avaliações foram feitas nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm em seis datas durante o ciclo do milho. Houve aumentos dos teores de NO_3^- no solo, com variação dos valores durante o ciclo da cultura. O maior valor foi observado no tratamento DL2x na profundidade de 45-60 cm. Os maiores teores de Zn, Cu e Mn foram observados no tratamento CS2x na camada superficial do solo, diminuindo em profundidade. Os resultados indicam a ocorrência de lixiviação de NO_3^- e aumento da concentração de Zn, Cu e Mn, porém esses elementos ainda não se apresentam em níveis críticos no solo.

Termos de indexação: Metais pesados, micronutrientes, adubação.

ABSTRACT

The successive application of high doses of swine manure (SM) may cause problems of contamination by nitrate besides increasing the amount of zinc, manganese, and copper due to the high concentrations of these elements in that manure, mainly because of mineral supplements which are added to the pigs' food. This study evaluated the chemical alterations in the amounts of N-NO_3^- , Zn, Cu, and Mn in a red-yellowish clay soil in the municipality of Braço do Norte, SC, Southern Brazil, during the corn crop cycle in the no-till system, taking into account the fertilization through deep bedding (DB) and the one using pig slurry (PS), and chemical fertilization through the application of the recommended doses of nitrogen and double the dose for the corn crop. The evaluations were carried out at 0-15cm, 15-30cm, 30-45cm, and 45-60cm depths on six different dates during the corn crop cycle. There was an increase in the amounts of NO_3^- in the soil, with variations of the values along the crop period. The highest value was observed in the SM2x treatment at 45-60cm deep. The highest amounts of zinc, copper, and manganese were observed in the DB2x treatment on the superficial layer of the soil, decreasing with depth. The results show the occurrence of lixiviation of NO_3^- and an increase in the concentration of zinc, copper, and manganese, but these elements still do not show critical levels in the soil.

Index terms: Heavy metals, micronutrients, fertilizer

8.1 Introdução

Santa Catarina é o maior produtor nacional de carne suína, onde a exemplo de outros países, a atividade é típica de pequenas propriedades rurais. Muitas vezes a área disponível para descarte dos dejetos gerados nas unidades de produção é insuficiente, acarretando em aplicações sucessivas em pequenas áreas. A adubação das culturas agrícolas com dejetos de suínos pode ser uma importante fonte de nutrientes, que quando bem manejada proporciona aumentos de produtividade. Todavia, práticas correntes de utilização e manejo incorretos desses dejetos contribuem para a degradação da qualidade do solo, da água e do ar (ZEBARTH et al., 1999), principalmente pelo potencial de contaminação do lençol freático. Assim a criação de suínos em confinamento é considerada pelos órgãos de fiscalização ambiental como uma atividade de alto potencial poluidor (LINDNER, 1995).

As características químicas dos dejetos estão relacionadas à composição nutricional das dietas alimentares dos suínos, que entre outros nutrientes, é rica em N, P e K, e apresenta elevados teores de micronutrientes como Zn, Cu e Mn. Estima-se que 92-96% do Zn, 72-80% do Cu, (BONAZZI et al., 1994) e 60 a 70% do N ingerido pelos animais são excretados em suas fezes e urina (OLIVEIRA, 2000).

Entre os macronutrientes presentes nos dejetos, o N é, normalmente, o elemento presente em maior concentração e também aquele que provoca os maiores problemas ambientais, em função das inúmeras transformações que pode sofrer no solo, podendo resultar em perdas, principalmente por lixiviação. O processo de nitrificação do N amoniacal dos dejetos aplicados no solo ocorre rapidamente (FRANCHI, 2001; AITA & GIACOMINI, 2008: GIACOMINI & AITA 2008), em velocidade que poderá ser superior à capacidade de absorção pelas plantas e pelos microrganismos, diminuindo o potencial fertilizante dos dejetos e/ou aumentando o seu potencial poluente.

A contaminação do solo com metais pesados também tem sido reconhecida como um

importante problema ambiental. Aumentos nas concentrações de metais no solo podem refletir em aumento na disponibilidade às plantas, que depende do pH, da CTC e o teor de MO (CHANEY, 1973). O uso prolongado e/ou excessivo de dejetos suínos como adubo orgânico também pode implicar no acúmulo de Zn, Cu e Mn no solo, refletindo em impactos como as alterações sobre a comunidade microbiana e a fitotoxicidade às plantas (SIMIONI, 2001).

A movimentação vertical de metais pesados no perfil do solo é controlada pelos atributos do solo e a maior ou menor mobilidade desses metais será determinada pelos teores e tipos de argila, pH, CTC, teor de MO entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (SANTOS et al., 1999).

Portanto, conhecer o destino desses elementos no solo é essencial para a avaliação do impacto ambiental provocado pelo uso dos dejetos, uma vez que a extensão desse impacto está diretamente relacionada com a habilidade do solo em reter o NO_3^- e esses metais. O presente trabalho tem por objetivo avaliar a lixiviação do nitrato, Zn, Cu e Mn nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm, em um Argissolo Vermelho-Amarelo adubado com cama sobreposta, dejetos líquidos de suíno e adubação química em SPD no município de Braço do Norte, SC.

8.2 Material e Métodos

A unidade experimental bem como os tratamentos são os mesmos abordados no item 5.3. Os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram avaliados em quatro camadas do solo (0–15, 15–30, 30–45 e 45–60 cm), aos 0, 7, 35, 53, 73 e 142 dias após aplicação da cama sobreposta e da primeira aplicação de dejetos líquidos de suínos e uréia. Em cada parcela, foram retiradas 6 sub-amostras de solo, com auxílio de um trado holandês, para constituir uma amostra composta. Desta, foi retirada uma sub-amostra para extração com $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ e

determinação das diferentes formas de N por destilação de arraste à vapor com equipamento do tipo semi-micro Kjeldhal (TEDESCO et al., 1995).

As determinações de Zn, Cu e Mn foram realizadas conforme método descrito por Tedesco et al. (1995), com extração com KCl 1 mol L⁻¹ e determinação por espectrofotometria de absorção atômica, realizada no Laboratório de Solos da Epagri de Chapecó.

Os resultados em cada camada de solo e nas diferentes datas de coleta foram submetidos à análise de variância, e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5 %.

8.3 Resultados e Discussão

Através da análise de variância verificou-se que a aplicação de dejetos suínos promoveu alterações significativas nos teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no solo, tanto em profundidade como nas diferentes épocas analisadas.

Na figura 23 são apresentados os valores de NH₄⁺ com a média das 6 datas analisadas, para as 4 profundidades. Na camada superficial os maiores valores são observados no tratamento DL2x que não diferiu significativamente do tratamento CS2x. Já na camada de 15-30 cm os maiores valores foram observados nos tratamentos com AQ2x e CS2x que diferiram dos demais. Na camada de 30-60 cm os maiores valores foram observados nos tratamentos com cama sobreposta 2x que não diferiu do tratamento CS1x na profundidade de 30-45 cm.

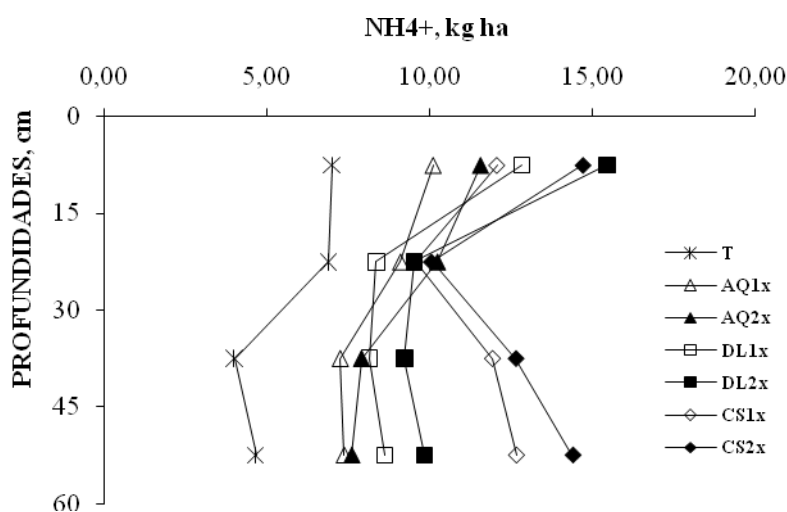


Figura 23. Valores de NH_4^+ para as profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Os maiores teores de N-NH_4^+ foram observados aos 7 dias na camada superficial, no tratamento DL2x. Nesse tratamento houve variação durante o ciclo da cultura do milho, voltando a apresentar valores elevados aos 53 dias (Figura 24).

As oscilações dos teores de N-NH_4^+ durante o ciclo do milho decorreram da aplicação parcelada do dejetos líquido e uréia (3 aplicações) durante o experimento, diferentemente dos tratamentos com CS onde foi realizada uma única aplicação.

O tratamento CS2x apresentou maior valor aos 35 dias na camada superficial, enquanto após os 73 dias os maiores valores foram observados na camada de 45 a 60 cm. Segundo Scherer et al. (1984), os adubos orgânicos apresentam, em geral, um maior efeito residual no solo que os fertilizantes de origem mineral. Esse padrão é explicado pela lenta mineralização dos compostos orgânicos, como a cama sobreposta, tornando os nutrientes disponíveis num maior espaço de tempo. Desta forma, estes nutrientes ficam menos sujeitos às reações químicas do solo, ao contrário do que acontece com os adubos minerais.

Em todos os tratamentos os valores iniciais de N-NH_4^+ ficaram próximos aos verificados no final do ciclo do milho, principalmente na camada superficial (fevereiro de

2008). Para a T ocorreram pequenas variações nos valores durante ciclo do milho. Entre as adubações, as menores variações foram verificadas nos tratamentos com uréia, o que pode estar relacionado à rápida nitrificação. De acordo com Silva et al. (2000), a uréia apresenta uma maior nitrificação em relação a outras fontes de N, devido à elevação do pH próximo ao grânulo, propiciando condições favoráveis ao processo. Apesar deste aumento de pH ser temporário, é suficiente para promover a nitrificação.

Franchi (2001) testou a aplicação de doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos sobre resíduos culturais de aveia e vegetação espontânea e concluiu que todo o N-NH₄⁺ contido nos dejetos foi nitrificado nos primeiros 17 dias. Port et al. (2002) também observaram que a maior parte do N-NH₄⁺ aplicado foi nitrificado nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, ocorrendo um aumento do N mineral proporcional à dose aplicada e a lixiviação de N-NO₃⁻ abaixo de 60 cm de solo. De forma similar, Aita et al. (2006) aplicaram 130 kg ha⁻¹ de N amoniacal através dos dejetos líquido de suínos e verificaram que após 20 dias praticamente todo o N amoniacal havia sido oxidado a NO₃⁻.

NH_4^+ kg ha⁻¹

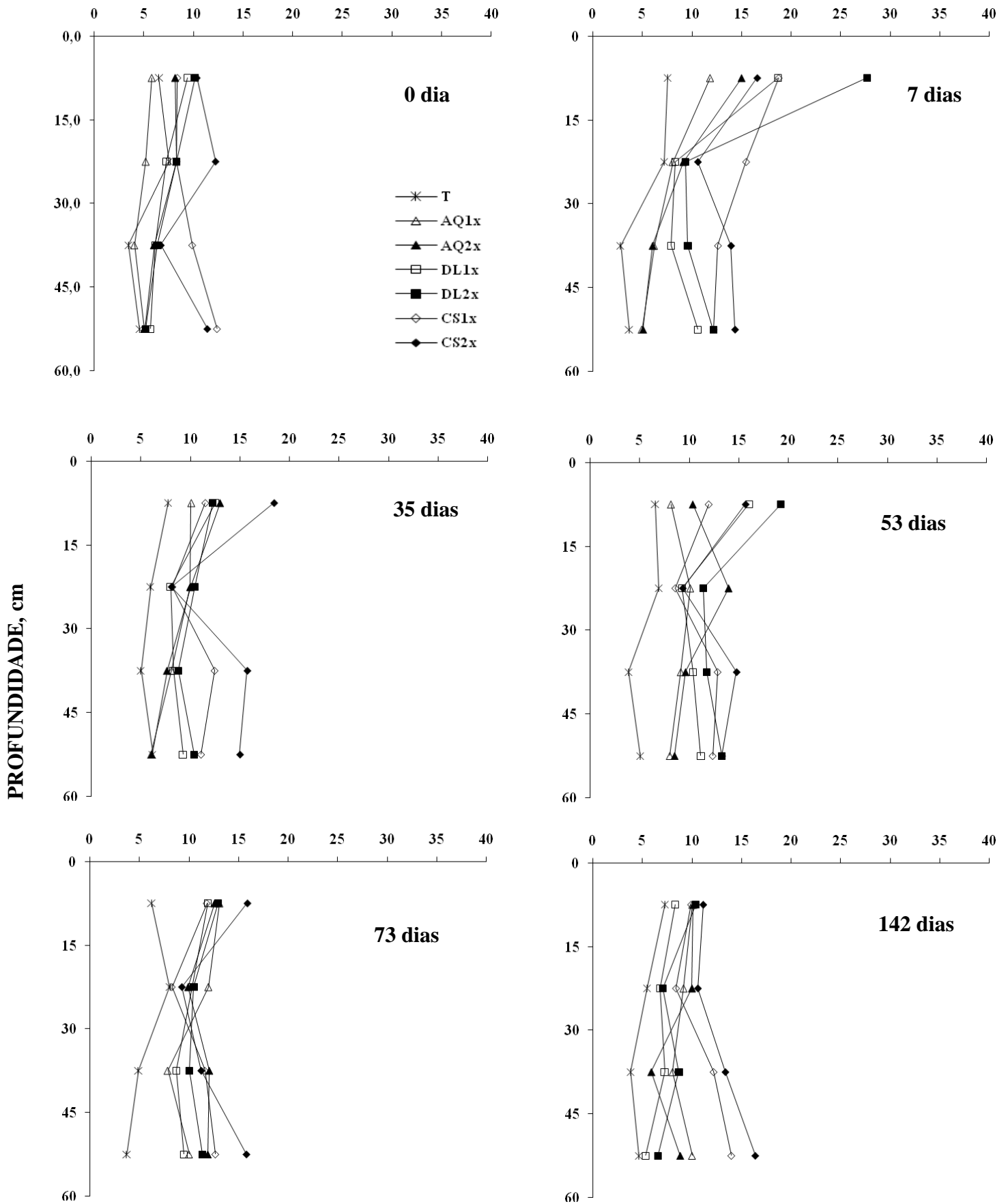


Figura 24. Teores de NH_4^+ na seqüência dos períodos amostrados.

Os teores de N-NO_3^- aos 7 dias após a aplicação foram maiores nos tratamento DL2x na camada superficial (Figura 25). Aos 35 dias verificou-se aumentos na profundidade de 30-45 cm no tratamento DL2x, o que reforça a hipótese da rápida nitrificação dos dejetos líquidos de suínos. Este resultado pode estar relacionado à rápida infiltração do NO_3^- no solo onde a uréia é hidrolisada e o íon amônio formado é rapidamente convertido a nitrato, resultando no aumento de sua concentração. Os tratamentos com AQ também apresentaram altos valores de nitrificação na fase inicial e menores valores em profundidade quando comparados com as adubações químicas. Deve-se considerar que as perdas de N por lixiviação ocorrem principalmente na fase inicial do estabelecimento das culturas, quando o sistema radicular ainda não está suficientemente desenvolvido, relacionado à rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos no solo e a baixa adsorção do N-NO_3^- .

Aos 73 dias após a primeira aplicação de dejetos líquidos de suínos foi observado maior teor de nitrato no tratamento DL2x na camada 45 a 60 cm, demonstrando a ocorrência de lixiviação, que favorece o aumento do risco de contaminação do lençol freático.

Aos 142 dias no final do ciclo da cultura observou-se diminuição dos teores de nitrato na camada superficial e elevados teores na camada de 45-60 cm principalmente no tratamento DL2x, demonstrando que os valores aplicados são superiores aos assimilados pela cultura, mesmo em aplicação parcelada do dejetos líquido. Outro fator importante para a elevação em profundidade do nitrato, foram as elevadas precipitações observadas nesse período (Figura 3), que provavelmente favoreceram a lixiviação de NO_3^- . Aita & Giacomini (2008) verificaram no RS, com a aplicação de 0, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos suínos, um rápido aumento da lixiviação de N-NO_3^- principalmente após a aplicação da maior dose de dejetos.

O menor valor de N-NO_3^- observado no tratamento com cama sobreposta, em relação ao dejetos líquido, aos 142 dias na profundidade 60 cm pode estar relacionado ao fato que a cama permaneceu sobre a superfície do solo, fazendo com que o N presente sofresse transformações

mais lentas, principalmente quando comparado com os adubos minerais. Stout et al. (1995), avaliando o potencial de perda do N por lixiviação nas fezes e urina em fazendas de produção de leite, verificaram que a concentração de N lixiviado da urina foi três vezes maior que aquela aplicada via fezes.

A taxa de mineralização do dejetos é de extrema importância na disponibilidade de nutrientes às plantas, podendo variar em função do tipo de dejetos, dos atributos do solo, da umidade. Chang & Entz (1996), aplicando dejetos de gado uma, duas ou três vezes acima da recomendação ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}$), concluíram que a aplicação anual por longos períodos e as precipitações influenciaram as concentrações de nitrato no solo. Tyler & Thomas (1977) consideram que uma chuva de 30 mm pode, comparativamente ao sistema convencional, causar lixiviação de nitrato no plantio direto devido a maior quantidade de água armazenada no perfil desse sistema, que está associada ao aumento da taxa de infiltração e a manutenção dos resíduos em superfície e redução da evaporação. Oliveira (1993) observou que em solos submetidos à aplicação de altos níveis de esterco líquido durante vários anos ($160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), os teores de NO_3^- no lençol freático foram dez vezes maiores que aqueles encontrados nos solos não tratados.

Giacomini & Aita (2008) em estudos sobre adubação com dejetos líquido e cama sobreposta de suínos em Argissolo Vermelho Distrófico arênico no Rio Grande do Sul, verificaram uma variação temporal das quantidades de N-NO_3^- no solo até a profundidade de 90 cm, sendo que os dejetos líquidos apresentam maior quantidade de N-NO_3^- no solo em relação aos tratamentos com cama sobreposta.

Na figura 26 são apresentados os valores de NO_3^- com as médias das 6 datas analisadas, para as 4 profundidades. Os maiores teores de nitrato em profundidade foram constatados no tratamento DL2x na profundidade 45-60 cm (Figura 26), seguido do tratamento CS2x, na mesma profundidade. Portanto, a aplicação de dejetos com o dobro da recomendação por

longo tempo não é indicada pelos riscos de contaminação do solo e da água, padrão também verificado em estudos realizados por Ingrid et al. (1997), após dois anos de aplicações consecutivas de dejetos animais. Dessa forma, a definição de dosagens e o intervalo de aplicação dos dejetos na mesma área devem ser considerados para minimizar o impacto ambiental.

À medida que a entrada de N excede a necessidade da cultura, pode ocorrer lixiviação de NO_3^- para camadas abaixo da zona radicular das culturas, podendo esse nitrato lixiviado atingir o lençol freático (AITA et al., 2006). Dessa forma é importante acompanhar a absorção de N pela cultura do milho, que ocorre em todo seu ciclo vegetativo, mas em pequena proporção no primeiro mês, com aumento considerável, até atingir valores superiores a $4,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, durante o florescimento. Portanto, o parcelamento da aplicação visando o aumento da eficiência da adubação nitrogenada se constitui em uma prática fundamental.

$\text{NO}_3^- \text{ kg ha}^{-1}$

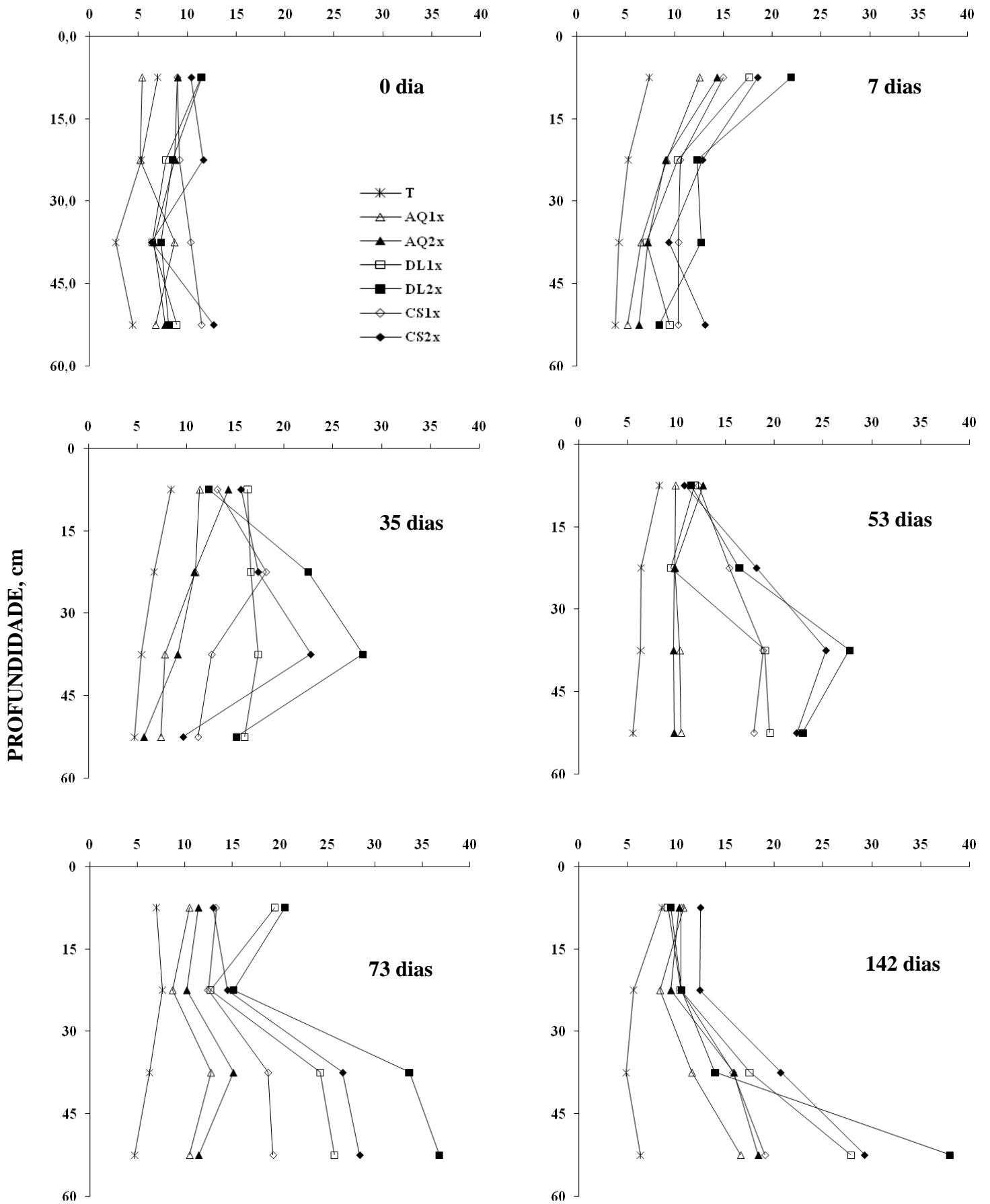


Figura 25. Teores de nitrato na sequência de teores amostrados.

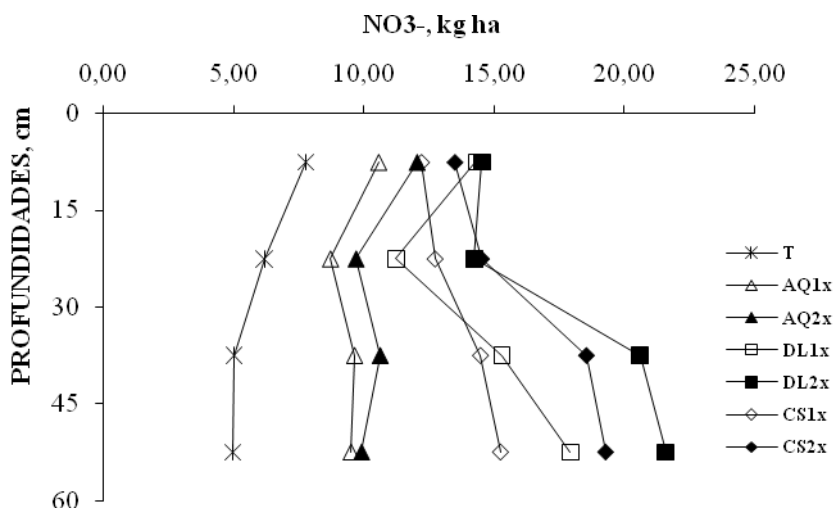


Figura 26. Valores de NO₃⁻ para as profundidades 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Verificou-se correlação positiva de N-NH₄⁺ com o pH do solo, N-NO₃⁻ e MO (Tabela 14), porém o N-NO₃⁻ não apresentou correlação com a MO, fato que está relacionado a maior quantidade de cargas negativas e a competição com outros ânions. A adsorção do nitrato diminui com o aumento da MO (OLIVEIRA, 2000).

Tabela 14. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas (p≤0,05).

	N-NH ₄ ⁺	MO	N-NO ₃ ⁻	pH
N-NH ₄ ⁺	1	0,27	0,45	0,48
MO		1	-0,02	0,63
N-NO ₃ ⁻			1	0,14
pH				1

A aplicação de dejetos suínos promoveu alterações significativas nos teores de Zn, Cu e Mn, decorrente da superdosagem desses elementos nas rações. Simioni et al. (2002), verificaram que dietas ricas em Cu e Zn refletiram em maiores concentrações desses cátions nos dejetos.

Analisando os dados da Figura 6, percebe-se que o Zn apresentou movimentação

reduzida dentro das camadas do solo, mantendo maiores concentrações em superfície até 15 cm para todos os tratamentos, provavelmente devido ao uso do sistema plantio direto, que promove a ciclagem de nutrientes das camadas mais profundas, ocasionando o acúmulo desses elementos nas camadas superficiais do solo.

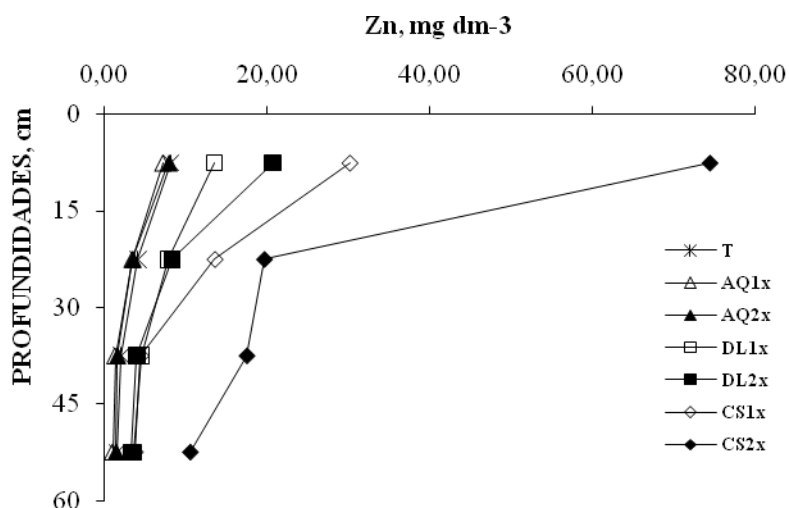


Figura 27. Concentração de Zn, nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Em função da composição dos dejetos, os maiores teores de Zn na camada superficial foram observados no tratamento CS2x, seguido do CS1x, DL2x e DL1x, que diferiram entre si. (Figura 27). Em todas as profundidades analisadas, as concentrações de Zn nos tratamentos com adubação química não apresentaram diferença significativa em relação a testemunha. Na camada de 15-30 cm também foram observados os maiores teores de Zn no tratamento com CS e não se observou diferença nos tratamentos com DL. Na camada de 30-60 cm o tratamento CS2x diferiu dos demais e não foi observada diferença entre os demais tratamentos com adubações orgânicas.

Estudo das alterações químicas de solo tratado com lodo de esgoto em latossolos demonstrou que os teores de argila estiveram mais relacionados com a capacidade de adsorção de Zn (NASCIMENTO & FONTES, 2004). Araújo & Sobrinho (2000) estudando a adsorção de Zn em vários solos brasileiros encontraram maior correlação com o carbono

orgânico.

De acordo com os dados apresentados no Tabela 15, a maior correlação do Zn ocorre com os outros micronutrientes, seguido por pH e MO. Machado & Pavan (1987) estudando a adsorção de Zn em alguns solos do Paraná não observaram relação entre matéria orgânica ou o teor de argila com os parâmetros de adsorção de Zn, enquanto Arias et al (2005), estudando a adsorção na camada superficial de solos ácidos observaram maior correlação com a CTC e o pH dos solos

O pH é um dos parâmetros que tem maior influência no comportamento dos micronutrientes nos solos, onde valores baixos induzem a uma maior disponibilidade, podendo atingir níveis de toxicidade. Esse comportamento se justifica pelo fato que em valores baixos de pH a capacidade de retenção desses elementos é menor.

Com relação aos teores de Cu no solo (Figura 28), também foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Os maiores teores ($p < 0,05$) de Cu foram observados nos tratamentos com CS2x na camada superficial, diminuindo em profundidade. Este comportamento de acúmulo de Zn e Cu é reforçado pelos dados de L'Herroux et al. (1997), que também verificaram o aumento nos teores e a movimentação desses elementos no perfil do solo após quatro anos com aplicações de dejetos de suínos na França. Os menores resultados foram verificados nos tratamentos com adubação química. Em profundidade o tratamento CS2x manteve os maiores valores, diferindo dos demais tratamentos.

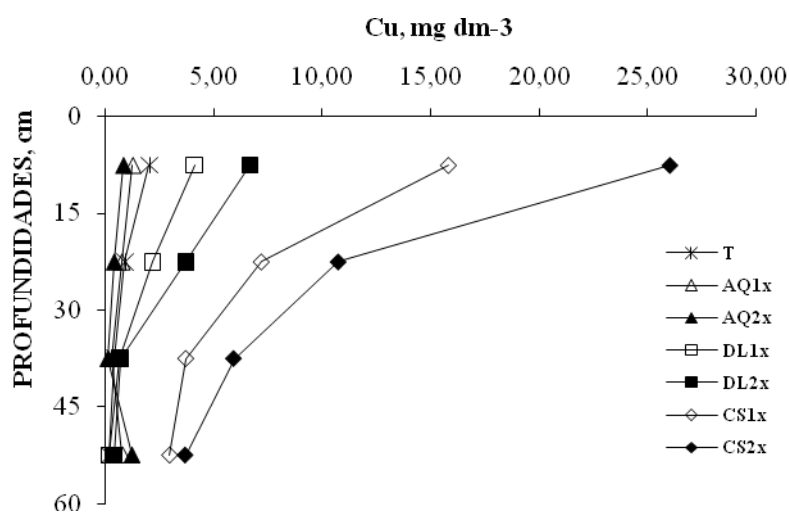


Figura 28. Concentração de Cu, nas profundidade de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Esses dados diferem do estudo realizado por Scherer et al. (2004) na região Oeste de Santa Catarina, em propriedades rurais que utilizaram dejetos de suínos para adubação durante 8 a 25 anos. Os autores observaram maiores valores para o Cu na camada de 30 a 50 cm. Este acúmulo em subsuperfície, segundo os autores, decorreu da maior capacidade de translocação desse íon. Já o para o Zn observaram os maiores teores na camada de 0 a 10 cm.

Borkert et al. (1998) determinaram limites críticos de toxicidade desses elementos para algumas culturas. Em geral as leguminosas se mostraram mais suscetíveis ao Zn, enquanto que as gramíneas tiveram maior suscetibilidade ao Cu. Os limites críticos determinados para o milho foram de 300 mg Zn kg⁻¹ e 17 mg Cu kg solo⁻¹. Ou seja, o tratamento CS2x apresentou na camada de 0-15 cm valores para o Cu próximos ou maiores ao limite crítico para a cultura do milho. Levando em consideração as normas estabelecidas para os países europeus, onde se permite atingir níveis de até 140 mg Cu kg solo⁻¹ e 300 mg Zn kg solo⁻¹, o solo estudado ainda possui capacidade de suporte para a aplicação de dejetos suínos.

Contudo, trabalhos científicos realizados em várias partes do mundo têm demonstrado que concentrações bem menores das estabelecidas são capazes de afetar negativamente alguns componentes do sistema solo. Baath et al. (1998) demonstraram que 40 kg Cu ha⁻¹ (20 mg Cu

kg⁻¹ solo) e 280 kg Zn ha⁻¹ (160 mg Zn kg⁻¹ solo) alteraram a diversidade biológica.

Para o Mn foi verificado que o tratamento CS2x diferiu significativamente dos demais e promoveu acúmulo deste elemento na camada superficial do solo. Em todos os tratamentos foi observada diminuição dos teores de Mn em profundidade (Figura 29). O maior acúmulo na camada superficial se deve em grande parte ao fato do Mn aplicado como adubo no sistema plantio direto, ser retido nas frações orgânicas em forma estável não disponível (MOREIRA et al, 2006), como também pode estar relacionado com a maior incidência luminosa nas camadas superficiais do solo, aumentando a solubilidade do Mn, que é diminuída progressivamente em profundidade (BORKERT et al., 2001).

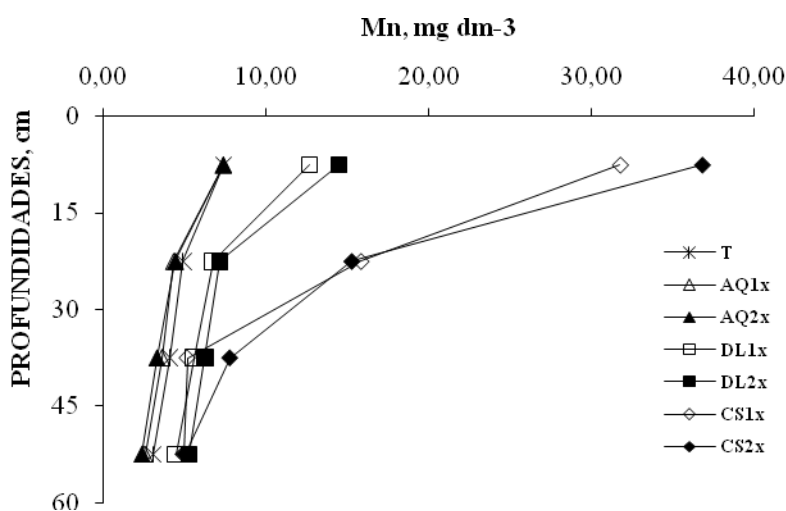


Figura 29. Concentração de Mn, nas profundidade de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Hargrove et al. (1982) observaram maior acúmulo de Mn em solo-intemperizado no sudoeste americano sob SPD quando comparado com o sistema convencional, atribuído à deposição de resíduos vegetais. Castro et al. (1992), em estudo em Latossolos cultivados sob SPD e convencional durante 3 anos com diferentes culturas, indicaram a existência de alta correlação entre os níveis de Mn e os teores de matéria orgânica. A adubação com cama sobreposta tende a elevar o teor de matéria orgânica dos solos, gerando um acentuado acúmulo desse elemento na camada superficial.

O Brasil não possui legislação que determine o valor máximo de Mn a ser aplicado em solos. Sfredo et al. (2006), baseado no método Mehlich, estimou faixas de Mn no solo (Mg dm^{-3}), para interpretação dos teores nos solos do Paraná, e classificou como muito altos para valores acima de 30. Considerando estes índices, a adubação com CS apresentou valores que podem ser considerados muito altos. Dessa forma, são necessários estudos para determinar as quantidades de Mn que podem ser adicionadas aos solos para se evitar problemas ambientais. O uso criterioso de adubos deve ser implementado, pois o uso excessivo pode ocasionar problemas, onde na maioria das vezes a recuperação é um processo lento e pode ser irreversível.

Mattias (2006) em estudo realizado na Microbacia Rio Coruja/Bonito também localizada no município de Braço do Norte observou que apesar das quantidades elevadas de dejetos suínos aplicados anualmente, os teores dos metais pesados encontrados foram relativamente baixos, mesmo com o tempo médio de aplicação desses dejetos.

Observou-se maior correlação positiva entre os micronutrientes (valores superiores a 0,9) nas diferentes variáveis (Tabela 15), além da correlação com pH e MO.

Tabela 15. Correlação (r) entre as diferentes variáveis avaliadas ($p \leq 0,05$).

Fatores	Mn	Cu	Zn	MO	pH
Mn	1	0,93	0,91	0,60	0,81
Cu		1	0,96	0,56	0,79
Zn			1	0,57	0,76
MO				1	0,63
pH					1

8.4 Conclusões

A aplicação de dejetos (CS e DL) com o dobro da recomendação a longo tempo pode oferecer riscos de lixiviação de NO_3^- . Os maiores teores foram observados na camada de 45 a 60 cm, 73 dias após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos.

Crítérios como dosagens, intervalo de aplicação dos dejetos e a adoção de SPD devem

ser considerados para minimizar o impacto ambiental devido às perdas de nitrato por lixiviação e aumento da concentração de Zn, Cu e Mn.

De maneira geral, ocorreram aumentos nos teores de Zn, Cu e Mn no solo com aplicações de dejetos suínos, principalmente no tratamento CS2x, com concentrações elevadas na camada superficial, porém os teores de Zn, Cu e Mn adicionados via dejetos de suínos não foram considerados críticos ao ambiente.

9. CONCLUSÕES

As fontes de adubação, tanto orgânica como mineral, promoveram alterações na maioria dos aspectos analisados e de maneira diferenciada entre as profundidades e durante o ciclo da cultura do milho. Não ocorreram alterações na densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade e retenção de água. A exceção nos atributos físicos foi o tratamento com cama sobreposta com o dobro do N recomendado que apresentou os melhores valores na resistência à penetração e na agregação do solo, indicando que as alterações dos atributos físicos no período de 5 anos em SPD, foram pouco influenciadas pelas diferentes adubações e doses aplicadas, necessitando a continuidade do monitoramento ao longo dos próximos anos.

Quanto aos aspectos químicos, verificou-se relação entre os fatores analisados (pH, MO, CTC, P, K, Ca, Mg e V), com maiores valores no tratamento CS2x, exceto para o Al, que apresentou menores valores. Para todos os parâmetros analisados, exceto Al, os tratamentos com adubação orgânica (DL e CS), apresentaram valores maiores na camada superficial do solo, diminuindo na maior parte dos casos em profundidade. Os tratamentos utilizados com dejetos suínos propiciaram as maiores produtividades para o milho, sendo uma importante alternativa ao uso de fertilizantes químicos.

Em função do acúmulo do P e do K no solo até a camada de 60 cm, reforça-se a necessidade da aplicação de dejetos líquidos nas doses recomendadas, tendo como base o elemento menos limitante no solo e, dependendo da dose, completando com adubação mineral. A situação ideal seria priorizar aplicação de dejetos em áreas de menor declividade, nos meses de menor precipitação e em sistemas de cultivo que utilizem rotação de culturas em plantio direto para um melhor aproveitamento dos nutrientes.

Em relação ao aspecto ambiental, o tratamento com dejetos líquido com o dobro do N

recomendado foi a fonte orgânica que apresentou o pior desempenho, contribuindo para a lixiviação de nitrato. Para os metais pesados, os valores mais próximos do nível crítico foram observados no tratamento com cama sobreposta com o dobro do recomendado, apesar desses elementos ainda não terem atingido os níveis críticos. Através desses resultados verifica-se a necessidade do desenvolvimento de estudos para estabelecer parâmetros ou limites de referência no solo para Cu, Zn e Mn. Para diminuir os riscos ambientais com poluição do N-NO_3^- , recomenda-se a aplicação parcelada dos dejetos, para melhorar o aproveitamento pelas culturas.

Os aspectos econômicos e sociais não foram avaliados neste trabalho, embora estejam indiretamente associados aos resultados obtidos como a produtividade e a possibilidade de substituição dos insumos químicos por dejetos suínos.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A suinocultura enfrenta vários problemas para a sua sustentabilidade, merecendo destaque a concentração de animais tanto nas propriedades rurais quanto nas microbacias hidrográficas. A realização de estudos para ordenamento ambiental da suinocultura, caracterizando as áreas produtoras de suínos com maior potencial de poluição permitiria limitar a expansão da atividade em determinadas microbacias e ampliar a atividade para outras áreas do estado, com menor concentração que na região oeste e sul de SC.

Essa concentração de animais gera um grande volume de dejetos por unidade área, impossibilitando muitas vezes a reciclagem dos dejetos nas unidades produtivas. Dessa forma, é necessária a busca por alternativas viáveis tanto do ponto de vista técnico quanto econômico, uma vez que as exigências legais vêm se tornando cada vez mais rígidas e restritivas.

Os impactos causados pela disposição inadequada de dejetos tendem a ser ainda maiores caso não se atendam medidas estratégicas de planejamento de capacidade de suporte de bacias hidrográficas e de alternativas para um manejo condizente com a evolução do setor produtivo.

A busca por alternativas viáveis, tanto do ponto de vista técnico quanto econômico, o controle da poluição, a adoção de práticas de fiscalização mais eficientes, o uso de práticas ambientalmente corretas pelos agricultores e políticas de educação ambiental pressupõe um maior envolvimento das agroindústrias e administrações municipais.

A criação de suínos sobre cama pode ser uma boa alternativa pela maior produtividade alcançada na cultura do milho, pela diminuição drástica no desperdício de água, sendo economicamente viável, pois torna possível seu transporte para outras áreas fora da propriedade, podendo se constituir uma alternativa de renda quando comparado com o dejetos líquido de suínos. O problema na utilização da cama sobreposta está relacionado aos riscos que pode gerar ao ambiente pelo acúmulo de P e Cu principalmente.

Para aquelas unidades de produção onde não é possível a utilização desse sistema, face às questões financeiras, como a mudança das instalações e/ou devido aspectos culturais, e que geram dejetos acima da capacidade de reciclagem, recomenda-se o emprego de sistemas de tratamento que proporcionem a redução da carga orgânica e de nutrientes até atingir padrões que permitam o seu lançamento diretamente nos cursos d'água. Os dejetos líquidos se mostraram uma ótima alternativa para as culturas, considerando estarem disponíveis na propriedade, propiciando boas produtividades. Para sua utilização é necessário reduzir a quantidade de água e utilizar critérios dos nutrientes recomendados para cada cultura.

Diante dos resultados, conclui-se que o solo é o meio indicado para receber os dejetos suínos, desde que de forma controlada. Os dejetos são recursos disponíveis na propriedade que, quando utilizados de forma criteriosa, apresentam um bom desempenho técnico e econômico, podendo substituir o uso de fertilizante mineral (uréia).

O acúmulo de nutrientes, está relacionado principalmente com a alimentação dos suínos que tem como base o milho e farelo de soja. Esse fato faz com que o consumo da atividade corresponda a aproximadamente 68% do N produzido no estado através da produção de milho e soja, sendo necessária uma grande importação desses produtos anualmente.

Porém, um dos maiores problemas desse acúmulo reside no P, que dada sua baixa digestibilidade é suplementado nas rações por meio do fosfato bicálcico aumentando seus teores nas excreções dos animais. O melhor conhecimento em relação à composição dos alimentos e sua digestibilidade, assim como conhecimentos mais precisos sobre as exigências dos animais permitiriam diminuir as margens de segurança nas formulações de rações, os custos das rações e a excreção do nutriente.

O uso dessas alternativas na nutrição teria um grande impacto na redução dos riscos ambientais por N e P presente nos dejetos, pois os sistemas de armazenagem e tratamento têm sido insuficientes para resolver problema do excesso de nutrientes.

Em relação às perdas de N, o uso de dietas apropriadas nas diferentes fases de produção e a formulação com base nas necessidades de aminoácidos tem apresentado bons resultados. Já para o P deveria-se buscar formas de melhor aproveitar esse nutriente e a determinação da disponibilidade nos vegetais a fim de diminuir os níveis de segurança.

A redução das excreções pelos animais resultará em uma menor quantidade de nutrientes, reduzindo a necessidade de áreas de culturas para a reciclagem e os riscos ambientais dos excedentes de nutrientes.

Diante do exposto faz-se necessário buscar a melhoria da eficiência alimentar, incrementar a disponibilidade de nutrientes dos alimentos utilizados nas formulações de dietas para atender as exigências nutricionais. Assim se pode evitar o uso indiscriminado de "margens de segurança". Também se deve utilizar, sempre que possível, alimentos com nutrientes de alta digestibilidade para evitar o uso de níveis elevados de Cu e Zn como promotores de crescimento e no controle de diarreias.

Em relação ao uso de dejetos, deve-se proceder a análise química do solo e dos dejetos para que as quantidades aplicadas sejam calculadas com base na composição de nutrientes e a demanda de cada cultura e tipo solo. As análises químicas do solo devem ser periódicas para acompanhar a evolução do balanço de nutrientes. Análise periódica das águas de subsuperfície dos solos onde são aplicados dejetos servirá de indicativo das perdas de nutrientes, nitratos e organismos patogênicos através do perfil.

Também se recomenda a utilização de plantas com alta capacidade de extração de nutrientes, destacando-se elementos como o P e metais pesados como Cu e Zn, visando recuperar os solos já comprometidos pelas excessivas aplicações de dejetos.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. **Relatório Anual 2004**. São Paulo, ABIPECS. 58 p. Disponível em: http://www.abipecs.com.br/relatorio_2004.pdf >. Acesso em 14 janeiro 2005.

ACCS - Associação Catarinense de Criadores de Suínos. **Relatório Anual**. Disponível em: <http://www.accs.org.br/editar/arquivos/editar_relatorios/relatorio2007.doc>. Acesso em: 12 janeiro 2009.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, n.32, p. 2101-2111, 2008.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 30, p. 901-910, 2006.

ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; MENDONÇA, E. S.; OLSZEWSKI, N. Propriedades químicas de uma terra roxa estruturada influenciada pela cobertura vegetal de inverno e pela adubação orgânica e mineral. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 24, p.609-620, 2000.

ARIAS, M.; PÉREZ-NOVO, C.; OSORIO, F.; LÓPEZ, E.; SOTO, B. Adsorption and desorption of copper and zinc in the surface layer of acid soils. **Colloid and Interface Science**, n. 288, p. 21-29, 2005.

ARNS, A. P. **Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno**. 2004. 99 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2004.

ARSHAD, M. A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison, Soil Science Society of America, 1996, p.123-141.

BAATH, E.; DIAZ-RAVINA, M.; FROSTEGARD, A.; CAMPBELL, C.D. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. **Applied and environmental Microbiology**, n. 64, p. 238-245, 1998.

BARONA, A.; ROMERO, F. Distribution of metals in soils and relationships among fractions by principal component analysis. **Soil Technology**, n. 8, p. 303-319, 1996.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suíno: II- perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Revista Ciência Rural**, n. 35; p. 1305-1312, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F.A. de O. (Ed). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Genesis, 1999. p. 9-26.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo Húmico afetadas por

sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 23, p. 687-694, 1999.

BEAUCHAMP, E. G. Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress applications of liquid dairy cattle manure. **Can. J. Soil. Sci.**, n. 63, p. 377-386, 1983.

BELLI FILHO, P. et al. Etude comparative du stockage du lisier de porc avec fosse à Chambre unique et avec fosse à chambres en séries. 2ème. **Proceedings...Colloque International de Recherche sur les Sous-Produits de traitement et dépuración des Fluides. Nuisances Agricoles: Constats et Solutions.** Rennes, França. 1997.

BERTOL, I.; BEUTLER, J. F.; LEITE, D., BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Sci. Agric.**, n. 58, p. 555-560, 2001.

BEUTLER, A. N.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; FERREIRA, M. M. CRUZ, J. C.; PEREIRA FILHO, I. A. Resistência à penetração e permeabilidade de latossolo vermelho distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 25, p.1167-177, 2001.

BONAZZI, G.; CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. **L'Informatore Agrario**, n. 36, p. 55-59, 1994.

BORKERT, C. M.; PAVAN, M. A.; BATAGLIA, O. C. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: ferro e manganês. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. van.; ABREU, C. A., **Micronutrientes elementos tóxicos na agricultura.** Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p.151-186.

BORKERT, C. M.; COX, F. R.; TUCKER, M. R. Zinc and copper toxicity in peanut, soybean, rice, and corn in soil mixtures. **Commun. Soil Sci. Plant Anal**, n. 29, p. 2291-3005, 1998.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils.** 13. ed. New Jersey: Prentice Hall / Upper Saddle River, 2002. 960p.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos.** 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 898p.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento de plantas.** Piracicaba: ESALQ, 1997. 132p.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo.** 1999, 53f., Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CAMPOS, B. C.; REINERT, D. J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 19, p. 121-126, 1995.

CASTRO, F. C. de; COSTA, M. A. T. Alteração de característica física do solo em função da

aplicação de chorume suíno e simulação de chuva em área de plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14, 2002, Cuiabá. **Anais...**Cuiabá, Agromídia Softwares Ltda, 2002. CD-ROM.

CASTRO, O.M.; CAMARGO, O.A.C.; CANTARELLA, H.; VIEIRA, S.R.; DECHEN, S. C. Teores de zinco, cobre, manganês e ferro em dois Latossolos sob plantio direto e convencional. **Bragantia**, n. 51, p. 77-84, 1992.

CELIK, I.; ORTAS, I.; KILIC, S. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. **Soil & Tillage Research**, n. 78, p. 59-67, 2004.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n. 38, p.729-735, 2003.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; DIEKOW, J.; AITA, C.; PAVINATO, P. S.; VIEIRA, F. C. B.; VENDRUSCULO, E. R. O. Nitrogen fertilizer split-application for corn in no till succession to black oats. **Sci. Agric.**, n. 59, p. 549-554, 2002.

CHANEY, R. L. Crop and food effects of toxic elements in sludges and effluents. In: **RECYCLING municipal sludges and effluents on land**. Washington, 1973. p.129-141.

CHANG, C.; ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle freedlot manure applications in Southern Alberta. **J Environ Qual**, n. 25, p. 145-153, 1996.

CHILDS, E. C. The use of soil moisture characteristics in soil studies. **Soil Science**, n. 50, p. 239-252, 1940.

CHOUDHARY, M.; BAILEY, L. D.; GRANT, C. A. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. **Waste Management and Reserch**, n. 14, p. 581-595, 1996.

CHUEIRI, W. A.; VASCONCELOS, H. P. Dinâmica de nutrientes no plantio direto. In:7º ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. **Anais...**Foz do Iguaçu. 2000. p.129-130.

CNA. **Confederação Nacional da Agricultura e Pecuária**. Disponível em: <<http://www.cna.org.br>>. Acesso em: 22 setembro 2008.

COMIN, J. J.; DORTZBACH, D.; SARTOR, L. R.; BELLI FILHO, P. Adubação prolongada com dejetos suínos e os efeitos em atributos químicos e físico do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. In: V Congresso Brasileiro de Agroecologia, 2007, Guarapari, **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 2, p. 1540-1543, 2007.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC **Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10º ed. Porto Alegre: NRS/SBCS, 2004. 400p.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. **Recomendações de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3a ed. Passo Fundo: SBCS Núcleo Regional Sul/Embrapa-CNPT, 1995. 223p.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Agroline – Clipping Notícias**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 22 setembro 2008.

CONCEIÇÃO P. C.; AMADO T. J. C.; MIELNICZUK J.; SPAGNOLLO E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 29, p. 777-788, 2005.

CUNHA, J. P. A. R.; VIEIRA, L. B.; MAGALHÃES, A. C. Resistência mecânica do solo à penetração sob diferentes densidades e teores de água. **Eng. Agric.**, n. 10, p. 1-4, 2002.

DE BONA, F. D. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional**. 2005, 130f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

DICK, W. A. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. **Soil Science Society of America Journal**, n. 47, p. 102-107, 1983.

EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Abstractions and runoff from fescue plots receiving poultry litter and swine manure. **American Society of Agricultural Engineers**. n. 36, p. 405-411, 1993.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D.; BALTENSPERGE, D. D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal Environmental Quality**. n. 25, p. 1339-1343, 1996.

EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves**. Disponível em: <http://sistemasdeprodução.cnptia.embrapa.br/html>>. Acesso em: 25 março 2008.

EMBRAPA. **Manual de métodos e análise de solo**, 2º Ed., Rio de Janeiro. 1997. 221 p.

EPAGRI. **Inventário das Terras da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Coruja-Bonito**, Município de Braço do Norte, SC. CD-ROM. 2000.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages, 2008. 230p.

ERNANI, P. R.; GIANELLO, C. Diminuição do alumínio trocável no solo pela incorporação de esterco de bovinos e camas de aviário. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 7, p. 161-165, 1983.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A.; CASSOL, P. C. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. **R. Bras. Ci. Solo**. n. 31, p. 393-401, 2007.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; ARNS, A. P. **Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno: Época de aplicação da cama sobreposta de suíno na cultura da aveia branca**. Lages, Monferrer Produções, 2004. CD-ROM.

EVANS, S. D.; GOODRICH, P. R.; MUNTER, R. C. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and decomposition of corn. **Journal Environmental Quality**, n. 6, p. 361-368, 1977.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F.; SANTOS, A. B. dos. **Maximização da eficiência de produção das culturas**. Brasília: Embrapa Arroz e Feijão, 1999. 294 p.

FALLEIRO, R. M.; SOUZA, C. M.; SILVA, C. S. W.; SEDIYAMA, C. S.; SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 27, p. 1097-1104, 2003.

FANCELLI, A. L.; NETO, D. Milho: fisiologia da produção. In: SEMINÁRIO SOBRE FISIOLOGIA DA PRODUÇÃO E MANEJO DE ÁGUA E DE NUTRIENTES NA CULTURA DO MILHO DE ALTA PRODUTIVIDADE, 1996. **Palestras....Piracicaba, ESALQ/USP-POTAFÓS**, 1996. p. 1-29.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente. **IN nº 11**. Disponível em: <[http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN_0312/htm/In_11\(Suinocultura\).htm](http://www.fatma.sc.gov.br/download/IN_0312/htm/In_11(Suinocultura).htm)> Acesso em: 17 fevereiro 2009.

FERNANDES, M. R. **Alterações em propriedade de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, fase cerrado, decorrentes da modalidade de uso e manejo**. 1982, 65f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1982.

FRANCHI, E. A. G. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto**. 2001, 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

FRANCO H.; M.; TAGLIARI, P. Santa Catarina prepara-se para enfrentar seu maior problema ambiental. **R. Agropecuária Catarinense**, n. 7, p. 14-18, 1994.

GESSEL, P. D.; HANSEN, N. C.; MONCRIEF, J. F.; SCHMITT, M. A. Rate of fallapplied liquid swine manure: Effects on runoff transport sediment and phosphorus. **Journal Environmental Quality**. n. 33, p. 1839-1844, 2004.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 32, p. 195-205, 2008.

GIUSQUIANI, P.L.; COCEZZI, L. ; BUSINELLI, M. Fate of pig sludge liquid fraction in calcareous soil: agricultural and environmental implications. **Journal of Environmental Quality**, n. 7, p. 364-371, 1998.

GOMES, A.; PEÑA, Y. A. Caracterização da compactação através do uso do penetrômetro. **Lavoura Arrozeira**, n. 49, p. 18-20, 1996.

GRANDY, A. S.; PORTER, G. A.; ERICH, M. S. Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, n. 66, p. 1311-1319, 2002.

HANNAPEL, R. J.; et al. Phosphorus movement in a clacareous soil: I. Predominance of organic forms of phosphorus in phosphorus movement. **Soil Science**, n. 97, p. 350-357, 1964.

HARGROVE, W. L.; REID, J. T.; TOUCHTON, J. T.; GALLAHER, R. N. Influence of tillage practices on the fertility status of an acid soil double-cropped to wheat and soybeans. **Agronomy Journal**, n.74, p. 684-687, 1982.

HENKLAIN, J. C.; PARRA, M. S.; HAMAKAWA, P. J.; OLIVEIRA, E. Efeito do chorume suíno sobre as propriedades hidráulicas do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10. Florianópolis, 1994. **Anais...Florianópolis**, SBCS, 1994. 216-217 p.

HENTZ, P. **Uso de camas sobrepostas de suíno como fertilizante orgânico em pastagem perene sobressemeada com leguminosas**. 2006, 115f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2006.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego, Academic Press, 1998. 771p.

HOLANDA J. S. **Esterco de curral: composição preservação e adubação**. 17. Natal, EMPARN, 1990. 69p. (Boletim Técnico).

IBGE- **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <http://www.ibge.com.br/> Acesso em: 08 março 2009.

INGRID, T.K. et al. Crop uptake leaching of ¹⁵N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces urine fraction. **Plant and Soil**, n. 197, p. 233-239, 1997.

JESUS, C P de. **Atributos físicos do solo e produtividade da soja após um ano de integração lavoura-pecuária em área sob plantio direto**. 2006, 46f., Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo), Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2006.

KANG, B. T.; YUNUSA, M. Effect of tillage methods and phosphorus fertilization on maize in the humid tropics. **Agronomy Journal**, n. 69, p. 291-294, 1977.

KAO, C. W.; BLANCHARD, R. W. Distribution and chemistry of phosphorus in a Albic soil after 82 years of phosphate fertilization. **Journal Environmental Quality**, n. 2, p. 237-240, 1973.

KEY, J. L.; KURTZ, L. T.; TUKER, B. B. Influence of ratio of exchangeable calcium-magnesium on yield and composition of soybean and corn. **Soil Science Society of América Journal**, n. 93, p. 265-270, 1962.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KIEHL, J. C.; MELLO, F. A. F.; ARZOLLAS, S. Efeito acidificante de alguns adubos nitrogenados em solos de diferentes texturas. **O Solo**, Piracicaba, n. 73, p. 19-24, 1981.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: Relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 263 p.

KLEIN, V.; LIBARDI, P. L. Faixa de umidade menos limitantes ao crescimento vegetal e sua relação com a densidade do solo ao longo do perfil de um Latossolo Roxo. **Rev. Ci. Rural**, n. 30, p. 959-964, 2000.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: Efeito de doses na produtividade de milho. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 2, p. 123-131, 2002.

KONZEN, E. A. Valorização Agronômica dos Dejetos Suínos: utilização dos dejetos suínos como fertilizantes, **Anais... I Ciclo de Palestras Sobre Dejetos Suínos no Sudoeste Goiano**, Rio Verde, GO, 1997, p.113.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos**. Concórdia, Embrapa-CNPASA, 1983. 32 p. (Circular Técnica 6).

L'HERROUX, L.; ROUX, L. E. S.; APPRIOU, P. ; MARTINEZ, J. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, n. 97, p. 119-130, 1997.

LAC - Levantamento Agropecuário de Santa Catarina. **Dados Preliminares 2005**. Disponível em: <<http://www.epagri.sc.gov.br>>. Acesso em: 22 setembro 2008.

LIEBHARDT, W.C Soil characteristics and corn yield as affect by previous applications of poultry manure. **Journal of Environment Quality**. n. 5, p. 459-462, 1976.

LINDNER, E. A. Legislação ambiental vigente. In: Epagri. **Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos**. Florianópolis: Epagri/Embrapa-CNPASA, 1995. p.13-21.

LOECKE, T. D.; LIEBMAN, M.; CAMBARDELLA, C. A. Corn growth responses to composted and fresh solid swine manures. **Crop Science**, n. 44, p. 177-184, 2004.

LOGAN, T. J.; CHANEY, R. L. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND, 1983, Riverside. **Proceedings...** Riverside, University of California, 1983. p. 235-323.

MACHADO, P. L. O.; PAVAN, M. A. Adsorção de zinco por alguns solos do Paraná. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 11, p. 253-256, 1987.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos, 1997. 319 p.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólido na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. 2.ed. São Paulo, ABES/SP, 2002. p. 365-403.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em**

duas Microbacias hidrográficas de Santa Catarina. 2006, 165f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MEROTTO Jr., A.; MUNDSTOCK, C. M. Wheat root growth as affected by soil strength. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 23, p. 197-202, 1999.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de estratégias para a sustentabilidade da suinocultura.** 2005, 263f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MOAL, J. F.; MARTINEZ, J.; GUIZIOU, F.; COSTE, C. M. Ammonia volatilization following surfaceapplied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, n. 25, p. 245-252, 1995.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo.** Lavras: Editora UFLA, 2002. 626p.

MOREIRA, S. G.; PROCHNOW, L. I.; KIEHEL, J. de C.; MARTIN NETO, L.; PAULETTI, V. Formas químicas, disponibilidade de manganês e produtividade de soja em solos sob semeadura direta. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 30, p. 121-136, 2006.

MOTTA, P. E. F.; CURTI, N.; SIQUEIRA, J. O.; RAIJ, van B.; FURTINI NETO, A. E.; LIMK, J. M. Adsorção e formas de fósforo em latossolos: Influência da mineralogia e histórico de uso. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, n. 26, p. 349-359, 2002.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 7, p. 95-102, 1983.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 28, p. 385-392, 2004.

OLIVEIRA, Paulo A., **A escolha do sistema para o manejo dos dejetos de suínos uma difícil decisão.** Concórdia, 2000. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br>. Acesso em: 15 junho 2008.

OLIVEIRA, J. R. A. de; VILELA, L.; AYARZA, M. A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n. 35, p. 1199-1205, 2000.

OLIVEIRA, P.A. et al. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 1993, 188p.

OLIVEIRA, T. S. **Metais pesados como indicadores de materiais de origem de solos.** 1996. 128f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1996.

PAES, J. M. V.; ANDREOLA, F.; BRITO, C. H.; LOURES, E. G. Decomposição da palha de café em três tipos de solo e sua influência sobre a CTC e o pH. **Revista Ceres**, n. 43, p. 674-683, 1996.

PAULETTI, V., S. M. VIEIRA, A. F. SANTOS, S. O. OLIVEIRA; A. C. V. MOTTO.

Avaliação da fertilidade do solo em profundidade e da palhada em áreas sob plantio direto. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, n.2, 1995, **Anais...**1995. p. 630-32.

PERDOMO, C. C. Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos. **Suinocultura Industrial**, n. 152, p. 16-26, 2001.

PETRERE, C.; ANGHINONI, I. Alteração de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 25, p. 885- 895, 2001.

PHILLIPS, I.; BURTON, E. Nutrient leaching in undisturbed cores of na-acidic sandy Podosol following simultaneous potassium chlorides and di-ammonium phosphate application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, n.73, p.328-337, 2002.

PINK, L. A.; SHERMAN, M. S.; ALLISON, F. E. The behaviour of soluble organic phosphates added to soils. **Soil Science**, n. 51, p. 351-365, 1941.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho**. 2002. 132f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PRATT, P. F. Management restrictions in soil application of manure. **Journal of Animal Science**, n. 48, p.134-143, 1979.

RAIJ, B. van. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo** (boletim tecnico, 100). 2. ed. Rev. Atual, Campinas: Instituto Agronomico, 1996. 285p.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Propriedades físicas do solo. UFSM, 2006. Disponível em: <<http://rodrigojsj.googlepages.com/propriedadesfisicas.pdf>>. Acesso em 16 fev. 2009.

REINERT, D.J.; REICHERT, J. Propriedades Físicas de solos em Sistema Plantio Direto Irrigado. In: CARLESSO, R.; PETRY, M.; ROSA, G.; CERETTA, C. A. **Irrigação por Aspersão no Rio Grande do Sul**, Santa Maria, 2001. 114-131p.

RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G. C.; SANTOS, E. J. S. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 22, p.713-721, 1998.

SAAD, A. M. **Uso do tensiômetro de faixas em pivô central**. Disponível em: <http://www.agr.feis.unesp.br/irrigacao.html>. Acesso em: 10 janeiro 2009.

SALTER, P. J.; WILLIAMS, J. B. The influence of texture on the moisture characteristics of soils. Part I: A critical comparison of techniques for determining the available water capacity and moisture characteristic curve of a soil. **Journal of Soil Science**, n. 16, p. 1-15, 1965.

SANTOS, I. C., CASALI, V. W. D., LOURES, E.G. Teores de metais pesados, K e Na, no substrato, em função de doses de composto orgânico de lixo urbano e de cultivares de alface. **Ciência Rural**, n. 29, p. 66-71, 1999.

SEGANFREDO, M. A. Efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônia e nitratos na superfície do solo. In: REUNIÃO SULBRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, n. 2, 1998, Santa Maria, RS. **Anais...**Santa Maria, SBCS, 1998.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal Soil Water Conservation**. n. 51, p. 160-166, 1996.

SCHERER, E. E.; NADAL, R. de.; CASTILHOS, E.G de. **Utilização de esterco de aves e adubo fosfatado na cultura do milho**. Florianópolis: Empasc, 1986. 36p. (Boletim Técnico, 35)

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: Epagri, 1996. 46p. (Boletim Técnico, 79).

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; DIAS, L. F. X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Rev. Agrop. Catarinense**, n. 8, p.35-39, 1995.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, L. T. Aproveitamento de dejetos de suínos como fertilizantes. In: DIA DE CAMPO MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1994, **Anais...** Concórdia: Embrapa-CNPSA. 47p. (Embrapa-CNPSA, Documento, 32).

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G.; JUCKSCH, I.; NADAL, R. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. Florianópolis: Empasc, 1984. 26 p. (Boletim Técnico, 24).

SCHERER, E. E. & NESI, C.N. Alterações nas propriedades químicas dos solos em áreas intensivamente adubadas com dejetos suínos. In: FERTIBIO, Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 2004, Lages. **Anais...**FERTIBIO, SBCS/UEDESC, 2004.

SCHNITZER, M. Soil organic matter: the next 75 years. **Soil Science**, n. 151, p. 41-58, 1991.

SEVRIN-REYSSAC J. et al. **Le recyc du lisier de porc par lagunage**. Technique & Documentation – Lavoisier: Paris. 1995. 18p.

SFREDO, G. J.; BORKERT, C. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; OLIVEIRA F. A de; CASTRO, C. de. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. In: CONGRESSO SOJA DEL MERCUSUL 3., 2006. **Anais...** Rosario, 2006. CD-ROM.

SILVA, J. C. P. M. da. **Esterco líquido de gado de leite e fertilização mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos campos gerais do Paraná**. 2005. 109f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

SILVA, J. C. P.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. C.; FAVARETTO, N.; BARCELLOS, M. Teores de fósforo e potássio no solo em sistema de plantio direto sob adubação orgânica e química a longo prazo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 26, Lages, 2004. **Anais...** Lages, Sociedade Brasileira de

Ciência do Solo e Universidade do Estado de Santa Catarina, 2004. CD-ROM.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito de calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n. 35, p. 2461-2471, 2000.

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 21, p. 113-117, 1997.

SIMIONI, J. **Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**. 2001. 139p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SIMIONI, J.; COMIN, J. J.; SEGANFREDO, M. A; IRGANG, R.. Riscos de contaminação do solo, águas subsuperficiais e fitoxidez às culturas por cobre e zinco aplicados via dejetos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12. 2002. **Anais...**Florianópolis. 2002. CD-ROM.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, C. B. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal Environmental Quality**. n. 27, p. 277-293, 1998.

SOUZA, W. J. O. **Influência de sistemas de produção, envolvendo semeadura direta e convencional, nas formas de C e N do solo e no N foliar do milho**. 1996. 83f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1996.

SPIES, A. **The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change**. 2003, 370f., Thesis (Doutorado in Natural and Rural Systems Management) The University of Queensland. Australia, 2003.

STOUT, W. L. Evaluating the “added nitrogen interaction” effect in forage grasses. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 26, n. 17/18, p. 2829-2841, 1995.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TESTA, V. M.; TEIXEIRA, L. A. J.; MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico vermelho escuro afetadas por sistemas de culturas. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 16, p. 107-114, 1992.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. New York, 1985. 754p.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, n. 33, p. 141-163, 1982.

TRENTIN, E. E; BASSO, C. J. ; CERETTA, C. A. Acúmulo de potássio, cálcio, magnésio e produção de matéria seca do milho com aplicação de esterco líquido de suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 7, n. 13, p.145-153, 2002.

TYLER, D. D.; THOMAS, G. W. Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional cultivation and no-tillage maize. **Journal Environmental Quality**, n. 6, p. 63-66, 1977.

USDA - Department of Agriculture, **Soil Conservation service, Soil Survey Laboratory Methods and procedures for collecting soil samples: soil survey investigations**, Washington, 1972. (Report 1).

VALE, F. R.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do Solo - Dinâmica e Disponibilidade de Nutrientes de Plantas**. Lavras, ESAL/FAEPE, 1993. 171 p.

VEIGA, M. **Métodos de análises físicas do solo**. Campos Novos: Epagri, 2006. 38p. (não publicado).

WANG, J. J.; HARRELL, D. L. Effect of ammonium, potassium, and sodium cations and phosphate, nitrate and chloride anions on zinc sorption and lability in selected acid and calcareous soils. **Soil Science Society America Journal**, n. 69, p. 1036-1046, 2005.

WHALEN, J. K.; CHANG, C.; CLAYTON, G. W.; CAREFOOT, J. P. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, n. 64, p. 962-966, 2000.

WHO - World Health Organization. **Wastewater stabilization ponds**. Principles of planning & practice. Alexandria, 1987, 139 p.

WOHLENBERG, E. V.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BLUME, E. Dinâmica da agregação de um solo franco-arenoso em cinco sistemas de culturas em rotação e em sucessão. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 28, p. 891-900, 2004.

ZEBARTH, B. J.; PAUL, J. W.; KLEECK, R. V. The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality: evaluation on a regional scale. **Agricultural Ecosystems Environmental**, n. 72, p. 35-52, 1999.

12. ANEXOS

ANEXO A: Tabela ANOVA da densidade do solo

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRATAMENTO	6	0.082299	0.013716	1.780	0.1862
BLOCO	2	0.030188	0.015094	1.958	0.1836
erro	12	0.092490	0.007707		
Total corrigido	20	0.204977			
CV (%) =	7.70				
Média geral:	1.1403810	Número de observações:	21		

ANEXO B: Tabela ANOVA da capacidade de retenção de água na capacidade de campo (CC) e nas tensões 0; 0,5; 1; 2; 6 e 100 kPa

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0.053445	0.008908	10.541	0.0000
TENSÕES	7	1.083348	0.154764	183.146	0.0000
TRAT*TENSÕES	42	0.016284	0.000388	0.459	0.9974
BLOCO	2	0.000173	0.000087	0.103	0.9026
erro	110	0.092953	0.000845		
Total corrigido	167	1.246204			
CV (%) =	6.84				
Média geral:	0.4252798	Número de observações:	168		

ANEXO C: Tabela ANOVA da porosidade total

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRATAMENTO	6	0.026546	0.004424	2.801	0.0609
BLOCO	2	0.000789	0.000395	0.250	0.7829
erro	12	0.018956	0.001580		
Total corrigido	20	0.046292			
CV (%) =	7.11				
Média geral:	0.5589048	Número de observações:	21		

ANEXO D: Tabela ANOVA da macroporosidade

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRATAMENTO	6	0.011653	0.001942	2.330	0.1001
BLOCO	2	0.001338	0.000669	0.803	0.4708
erro	12	0.010004	0.000834		
Total corrigido	20	0.022995			
CV (%) =	13.48				
Média geral:	0.2141429	Número de observações:	21		

ANEXO E: Tabela ANOVA da microporosidade

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRATAMENTO	6	0.003736	0.000623	0.814	0.5790
BLOCO	2	0.000090	0.000045	0.059	0.9429
erro	12	0.009176	0.000765		
Total corrigido	20	0.013002			
CV (%) =	8.02				
Média geral:	0.3447143	Número de observações:	21		

ANEXO F: Tabela ANOVA de agregados secos ao ar na classe < 0,5

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	8.479567	1.413261	3.373	0.0347
BLOCO	2	0.547701	0.273850	0.654	0.5377
erro	12	5.027163	0.418930		
Total corrigido	20	14.054431			
CV (%) =	40.04				
Média geral:	1.6165714	Número de observações:	21		

ANEXO G: Tabela ANOVA de agregados secos ao ar na classe <0,5 – 1,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	17.821672	2.970279	1.461	0.2707
BLOCO	2	1.757390	0.878695	0.432	0.6587
erro	12	24.388593	2.032383		
Total corrigido	20	43.967654			
CV (%) =	28.45				
Média geral:	5.0112857	Número de observações:	21		

ANEXO H: Tabela ANOVA de agregados secos ao ar na classe <1,0 – 2,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	6.202099	1.033683	1.986	0.1469
BLOCO	2	2.946071	1.473036	2.829	0.0985
erro	12	6.247348	0.520612		
Total corrigido	20	15.395518			
CV (%) =	10.05				
Média geral:	7.1780000	Número de observações:	21		

ANEXO I: Tabela ANOVA de agregados secos ao ar na classe <2,0 – 4,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	6.978934	1.163156	1.065	0.4339
BLOCO	2	0.025544	0.012772	0.012	0.9884
erro	12	13.107365	1.092280		
Total corrigido	20	20.111842			
CV (%) =	11.92				
Média geral:	8.7667143	Número de observações:	21		

ANEXO J: Tabela ANOVA de agregados secos ao ar na classe >4,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	4.527263	0.754544	0.272	0.9394
BLOCO	2	4.838084	2.419042	0.873	0.4426
erro	12	33.244696	2.770391		
Total corrigido	20	42.610043			
CV (%) =	24.31				
Média geral:	6.8461429	Número de observações:	21		

ANEXO K: Tabela ANOVA de estáveis em água na classe < 0,5

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	81.728048	13.621341	20.905	0.0000
BLOCO	2	1.366400	0.683200	1.049	0.3805
erro	12	7.819067	0.651589		
Total corrigido	20	90.913514			
CV (%) =	13.63				
Média geral:	5.9242857	Número de observações:	21		

ANEXO L: Tabela ANOVA de estáveis em água na classe 0,5 – 1,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	24.004561	4.000760	5.963	0.0043
BLOCO	2	5.683897	2.841948	4.236	0.0406
erro	12	8.050886	0.670907		
Total corrigido	20	37.739345			
CV (%) =	12.09				
Média geral:	6.7768571	Número de observações:	21		

ANEXO M: Tabela ANOVA de estáveis em água na classe 1,0 – 2,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	11.127594	1.854599	3.906	0.0213
BLOCO	2	0.026148	0.013074	0.028	0.9729
erro	12	5.697334	0.474778		
Total corrigido	20	16.851076			
CV (%) =	13.82				
Média geral:	4.9867619	Número de observações:	21		

ANEXO N: Tabela ANOVA de estáveis em água na classe 2,0 – 4,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	34.167952	5.694659	13.517	0.0001
BLOCO	2	1.073487	0.536743	1.274	0.3150
erro	12	5.055440	0.421287		
Total corrigido	20	40.296879			
CV (%) =	13.26				
Média geral:	4.8940476	Número de observações:	21		

ANEXO O: Tabela ANOVA de estáveis em água na classe >4,0

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	15.961062	2.660177	2.392	0.0936
BLOCO	2	3.236556	1.618278	1.455	0.2717
erro	12	13.344118	1.112010		
Total corrigido	20	32.541736			
CV (%) =	17.05				
Média geral:	6.1842381	Número de observações:	21		

ANEXO P: Tabela ANOVA para variável DMP secos ao ar

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0.454000	0.075667	0.607	0.7207
BLOCO	2	0.152771	0.076386	0.613	0.5579
erro	12	1.495629	0.124636		
Total corrigido	20	2.102400			
CV (%) =	12.61				
Média geral:	2.8000000	Número de observações:		21	

ANEXO Q: Tabela ANOVA para variável DMG secos ao ar

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0.735790	0.122632	1.091	0.4205
BLOCO	2	0.093438	0.046719	0.416	0.6690
erro	12	1.348295	0.112358		
Total corrigido	20	2.177524			
CV (%) =	16.13				
Média geral:	2.0780952	Número de observações:		21	

ANEXO R: Tabela ANOVA para variável DMP estáveis em água

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	1.981581	0.330263	5.885	0.0046
BLOCO	2	0.188352	0.094176	1.678	0.2277
erro	12	0.673448	0.056121		
Total corrigido	20	2.843381			
CV (%) =	10.33				
Média geral:	2.2923810	Número de observações:		21	

ANEXO S: Tabela ANOVA para variável DMG estáveis em água

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	1.947390	0.324565	11.004	0.0003
BLOCO	2	0.098181	0.049090	1.664	0.2302
erro	12	0.353952	0.029496		
Total corrigido	20	2.399524			
CV (%) =	12.46				
Média geral:	1.3780952	Número de observações:		21	

ANEXO T: Tabela ANOVA para variável IEA_{DM}

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0.127495	0.021249	4.915	0.0093
BLOCO	2	0.008724	0.004362	1.009	0.3935
erro	12	0.051876	0.004323		
Total corrigido	20	0.188095			
CV (%) =	8.02				
Média geral:	0.8195238			Número de observações:	21

ANEXO U: Tabela ANOVA para variável IEA_{DMG}

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0.211790	0.035298	7.338	0.0018
BLOCO	2	0.008343	0.004171	0.867	0.4449
erro	12	0.057724	0.004810		
Total corrigido	20	0.277857			
CV (%) =	10.49				
Média geral:	0.6614286			Número de observações:	21

ANEXO V: Tabela ANOVA da resistência a penetração

FV	GL	SQ	QM	Fc	p	
TRAT	6	1,05115	0,17519	4,117	0,001787	
BLOCO	2	0.04496	0.02248	0,528	0,592627	erro
54	2,29768	0.04255				

ANEXO X: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o pH nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

pH		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	704,8942	704,8942	280719,9	0,000000	
Bloco	2	0,0088	0,0044	1,7	0,216391	
Tratamento	6	4,8342	0,8057	320,9	0,000000	
Erro	12	0,0301	0,0025			

pH		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	626,8447	626,8447	354534,6	0,000000	
Bloco	2	0,0019	0,0010	0,5	0,592922	
Tratamento	6	3,6350	0,6058	342,6	0,000000	
Erro	12	0,0212	0,0018			

pH		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	530,5144	530,5144	167112,0	0,000000	
Bloco	2	0,0102	0,0051	1,6	0,239742	
Tratamento	6	1,6559	0,2760	86,9	0,000000	
Erro	12	0,0381	0,0032			

pH		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	498,0224	498,0224	412985,3	0,000000	
Bloco	2	0,0037	0,0018	1,5	0,257027	
Tratamento	6	0,7972	0,1329	110,2	0,000000	
Erro	12	0,0145	0,0012			

pH	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	5,42c	5,26d	5,12d	6,02b	6,12b	6,16b	6,46a
15-30 cm	5,11d	5,04de	4,94e	5,57c	5,62c	5,81b	6,16a
30-45 cm	4,85cde	4,81de	4,74e	4,97c	4,96cd	5,24b	5,61a
45-60 cm	4,73cd	4,74cd	4,72d	4,82c	4,79cd	5,01b	5,29a

ANEXO Y: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Al nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

Al		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	0,016204	0,016204	63,36207	0,000004	
Bloco	2	0,000820	0,000410	1,60345	0,241459	
Tratamento	6	0,034630	0,005772	22,56897	0,000007	
Erro	12	0,003069	0,000256			

Al		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	0,206680	0,206680	548,2456	0,000000	
Bloco	2	0,000661	0,000331	0,8772	0,441002	
Tratamento	6	0,272302	0,045384	120,3860	0,000000	
Erro	12	0,004524	0,000377			

Al		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	4,542275	4,542275	8444,164	0,000000	
Bloco	2	0,004471	0,002235	4,156	0,042524	
Tratamento	6	1,602910	0,267152	496,639	0,000000	
Erro	12	0,006455	0,000538			

Al		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	8,444458	8,444458	8081,025	0,000000	
Bloco	2	0,007090	0,003545	3,392	0,067959	
Tratamento	6	1,863968	0,310661	297,291	0,000000	
Erro	12	0,012540	0,001045			

Al	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	0,01b	0,09a	0,09a	0b	0b	0b	0b
15-30 cm	0,23a	0,17b	0,28a	0,02c	0c	0c	0c
30-45 cm	0,7b	0,65b	0,87a	0,29d	0,47c	0,26d	0,01e
45-60 cm	0,86b	0,86b	1,07a	0,39d	0,58c	0,56c	0,12e

ANEXO Z: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o MO nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

MO		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	185,1201	1	185,1201	75107,77	0,000000	
Bloco	0,0102	2	0,0051	2,08	0,168047	
Tratamento	3,9987	6	0,6664	270,39	0,000000	
Erro	0,0296	12	0,0025			

MO		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	125,4815	125,4815	13255,33	0,000000	
Bloco	2	0,0334	0,0167	1,77	0,212648	
Tratamento	6	1,6254	0,2709	28,62	0,000002	
Erro	12	0,1136	0,0095			

MO		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	80,89589	80,89589	429,2191	0,000000	
Bloco	2	0,45907	0,22954	1,2179	0,329950	
Tratamento	6	1,02143	0,17024	0,9033	0,523615	
Erro	12	2,26167	0,18847			

MO		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	50,14298	50,14298	25934,84	0,000000	
Bloco	2	0,01365	0,00683	3,53	0,062272	
Tratamento	6	0,04434	0,00739	3,82	0,022987	
Erro	12	0,02320	0,00193			

MO	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	2,63d	2,58d	2,53d	2,88c	3,02c	3,28b	3,85a
15-30 cm	2,31bcd	2,07d	2,22cd	2,46bc	2,5bc	2,56b	3,01a
30-45 cm	1,72a	1,76a	1,82a	1,87a	1,84a	1,85a	2,12a
45-60 cm	1,46b	1,55ab	1,53ab	1,62a	1,52ab	1,54ab	1,59a

ANEXO AA: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o CTC nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

CTC		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	2833,111	2833,111	349782,1	0,000000	
Bloco	2	0,278	0,139	17,1	0,000303	
Tratamento	6	108,186	18,031	2226,1	0,000000	
Erro	12	0,097	0,008			

CTC		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	1786,344	1786,344	292733,3	0,000000	
Bloco	2	0,030	0,015	2,4	0,130813	
Tratamento	6	53,201	8,867	1453,0	0,000000	
Erro	12	0,073	0,006			

CTC		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	1209,922	1209,922	438005,2	0,000000	
Bloco	2	0,007	0,004	1,3	0,306464	
Tratamento	6	7,773	1,295	469,0	0,000000	
Erro	12	0,033	0,003			

CTC		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	1211,947	1211,947	592391,3	0,000000	
Bloco	2	0,023	0,012	5,6	0,018841	
Tratamento	6	7,954	1,326	648,0	0,000000	
Erro	12	0,025	0,002			

CTC	Profundidade	T	Tratamentos					
			AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
	0-15 cm	9,93e	9,68e	9,41f	10,97d	12,07c	12,89b	16,34a
	15-30 cm	8,39d	7,87e	7,74e	8,84c	9,39b	9,54b	12,79a
	30-45 cm	7,81b	7,56c	7,44cd	6,77f	7,29e	7,37de	8,89a
	45-60 cm	8,27a	7,87c	8,06b	6,7e	7d	7,03d	8,24a

ANEXO AB: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o V nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

%V		0-15cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
	Intercept	1	105361,3	105361,3	2129045	0,000000
	Bloco	2	1,3	0,7	13	0,000910
	Tratamento	6	2495,1	415,9	8403	0,000000
	Erro	12	0,6	0,0		

%V		15-30cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
	Intercept	1	70781,33	70781,33	49101,53	0,000000
	Bloco	2	6,02	3,01	2,09	0,166649
	Tratamento	6	3662,79	610,47	423,48	0,000000
	Erro	12	17,30	1,44		

%V		30-45cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
	Intercept	1	40842,48	40842,48	92593,24	0,000000
	Bloco	2	0,07	0,03	0,08	0,926308
	Tratamento	6	2635,70	439,28	995,89	0,000000
	Erro	12	5,29	0,44		

%V		45-60cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
	Intercept	1	28035,68	28035,68	78842,04	0,000000
	Bloco	2	1,67	0,83	2,35	0,137999
	Tratamento	6	2208,79	368,13	1035,26	0,000000
	Erro	12	4,27	0,36		

%V		Tratamentos					
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	61,56e	59,02f	57,05g	72,68d	77,32c	81,01b	87,18a
15-30 cm	45,87e	45,31e	41,88f	59,96d	64,55c	68,6b	80,22a
30-45 cm	33,32e	33,93e	33,54e	41,25d	48,32c	53,35b	64,98a
45-60 cm	27,08e	27,33e	26,83e	33,34d	39,43c	46,5b	55,25a

ANEXO AC: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o K nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

K	0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept	1	1020290	1020290	227735,3	0,000000
Bloco	2	38	19	4,2	0,041547
Tratamento	6	316745	52791	11783,3	0,000000
Erro	12	54	4		

K	15-30 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept	1	562904,3	562904,3	44763,13	0,000000
Bloco	2	42,5	21,3	1,69	0,225338
Tratamento	6	213575,4	35595,9	2830,65	0,000000
Erro	12	150,9	12,6		

K	30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept	1	422687,0	422687,0	29275,01	0,000000
Bloco	2	37,1	18,6	1,29	0,311783
Tratamento	6	216962,7	36160,4	2504,45	0,000000
Erro	12	173,3	14,4		

K	45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept	1	336848,9	336848,9	452055,2	0,000000
Bloco	2	5,3	2,7	3,6	0,060337
Tratamento	6	212284,3	35380,7	47481,3	0,000000
Erro	12	8,9	0,7		

K	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	109,5f	123,00e	104,94f	181,17d	235,61c	330,44b	458,28a
15-30 cm	80,67e	79,17e	66f	144,56d	166,56c	243,11b	366a
30-45 cm	63,67e	64,5e	49,39f	101,22d	127,39c	249,67b	337,28a
45-60 cm	52,11e	47,22f	42,44g	82,11d	106c	237,22b	319,44a

ANEXO AD: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Ca nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Ca		0-15 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	675,8453	675,8453	91022,39	0,000000	
Bloco	2	0,1087	0,0543	7,32	0,008360	
Tratamento	6	65,8969	10,9828	1479,16	0,000000	
Erro	12	0,0891	0,0074			

Ca		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	288,7247	288,7247	169644,4	0,000000	
Bloco	2	0,0033	0,0016	1,0	0,409125	
Tratamento	6	40,9989	6,8331	4014,9	0,000000	
Erro	12	0,0204	0,0017			

Ca		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	93,52224	93,52224	70939,27	0,000000	
Bloco	2	0,00066	0,00033	0,25	0,782130	
Tratamento	6	5,05934	0,84322	639,61	0,000000	
Erro	12	0,01582	0,00132			

Ca		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	58,89021	58,89021	57200,43	0,000000	
Bloco	2	0,00876	0,00438	4,25	0,040168	
Tratamento	6	2,36423	0,39404	382,73	0,000000	
Erro	12	0,01235	0,00103			

Ca		Tratamentos					
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	4,21e	4,01e	3,76f	5,45d	6,29c	6,97b	9,03a
15-30 cm	2,59e	2,47f	2,31g	3,84d	4,13b	3,97c	6,65a
30-45 cm	1,82d	1,74d	1,63e	1,82d	2,24c	2,36b	3,15a
45-60 cm	1,56d	1,39e	1,45e	1,39e	1,69c	1,82b	2,41a

ANEXO AE: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Mg nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

Mg		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	104,2971	104,2971	23642,77	0,000000	
Bloco	2	0,0382	0,0191	4,33	0,038468	
Tratamento	6	16,3234	2,7206	616,72	0,000000	
Erro	12	0,0529	0,0044			

Mg		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	44,44298	44,44298	16799,44	0,000000	
Bloco	2	0,01437	0,00718	2,71	0,106489	
Tratamento	6	7,97286	1,32881	502,29	0,000000	
Erro	12	0,03175	0,00265			

Mg		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	17,58478	17,58478	17340,12	0,000000	
Bloco	2	0,01209	0,00604	5,96	0,015934	
Tratamento	6	2,97680	0,49613	489,23	0,000000	
Erro	12	0,01217	0,00101			

Mg		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	12,42012	12,42012	9086,719	0,000000	
Bloco	2	0,00452	0,00226	1,655	0,231895	
Tratamento	6	1,40034	0,23339	170,752	0,000000	
Erro	12	0,01640	0,00137			

Mg	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	1,63d	1,4e	1,35e	2,06c	2,46b	2,64b	4,07a
15-30 cm	1,05de	0,92ef	0,9f	1,13d	1,56c	1,92b	2,71a
30-45 cm	0,61d	0,67cd	0,7cd	0,71c	0,96b	0,98b	1,78a
45-60 cm	0,54c	0,63c	0,56c	0,62c	0,84b	0,86b	1,33a

ANEXO AF: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o P nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

P		0-15cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	116883,3	116883,3	1180886	0,000000	
Bloco	2	0,2	0,1	1	0,361843	
Tratamento	6	38216,0	6369,3	64350	0,000000	
Erro	12	1,2	0,1			

P		15-30cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	51628,65	51628,65	124487,7	0,000000	
Bloco	2	3,01	1,50	3,6	0,058593	
Tratamento	6	30053,38	5008,90	12077,5	0,000000	
Erro	12	4,98	0,41			

P		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	13190,92	13190,92	982334,5	0,000000	
Bloco	2	0,03	0,01	1,1	0,374283	
Tratamento	6	12357,33	2059,55	153376,1	0,000000	
Erro	12	0,16	0,01			

P		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	5279,900	5279,900	110616,7	0,000000	
Bloco	2	0,042	0,021	0,4	0,651451	
Tratamento	6	4568,593	761,432	15952,4	0,000000	
Erro	12	0,573	0,048			

P		Tratamentos					
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	28,49d	25,83e	23,83f	98,18c	105,89b	120a	120a
15-30 cm	16,9e	15,75ef	13,94f	41,68d	50,33c	88,48b	120a
30-45 cm	9,58e	9,21f	8,72g	15,2d	17,58c	34,18b	80,96a
45-60 cm	6,52e	7,49d	6,14e	10,97c	10,95c	18,17b	50,76a

ANEXO AG: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o NH_4^+ nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

NH_4^+		0-15cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	3001,163	3001,163	5933,767	0,000000
Bloco		2	2,348	1,174	2,321	0,140587
Tratamento		6	146,117	24,353	48,149	0,000000
Erro		12	6,069	0,506		

NH_4^+		15-30 cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	1739,526	1739,526	127840,4	0,000000
Bloco		2	0,021	0,011	0,8	0,480115
Tratamento		6	24,221	4,037	296,7	0,000000
Erro		12	0,163	0,014		

NH_4^+		30-45cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	1599,976	1599,976	11983,35	0,000000
Bloco		2	0,277	0,139	1,04	0,383931
Tratamento		6	154,790	25,798	193,22	0,000000
Erro		12	1,602	0,134		

NH_4^+		45-60cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	1818,088	1818,088	9251,542	0,000000
Bloco		2	0,157	0,078	0,398	0,679936
Tratamento		6	198,930	33,155	168,713	0,000000
Erro		12	2,358	0,197		

NH_4^+		Tratamentos					
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	6,99e	10,09d	11,56cd	12,81bc	15,45a	12,07cd	14,69ab
15-30 cm	6,88e	9,09c	10,24a	8,36d	9,53b	9,55b	10,06a
30-45 cm	3,99d	7,24c	7,90c	8,14c	9,22b	11,94a	12,65a
45-60 cm	1,58c	1,02c	1,43c	3,63b	3,29b	3,77b	10,5a

ANEXO AH: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o NO_3^- nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm

NO_3^-		0-15cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	3094,000	3094,000	24487,26	0,000000
Bloco		2	0,050	0,025	0,20	0,822857
Tratamento		6	101,402	16,900	133,76	0,000000
Erro		12	1,516	0,126		

NO_3^-		15-30cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	2561,575	2561,575	10127,78	0,000000
Bloco		2	0,311	0,155	0,61	0,557115
Tratamento		6	168,030	28,005	110,72	0,000000
Erro		12	3,035	0,253		

NO_3^-		30-45cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	3800,746	3800,746	18558,39	0,000000
Bloco		2	0,637	0,318	1,55	0,250936
Tratamento		6	525,365	87,561	427,54	0,000000
Erro		12	2,458	0,205		

NO_3^-		45-60cm				
	FV	GL	SQ	QM	F	p
Intercept		1	4150,606	4150,606	26660,55	0,000000
Bloco		2	0,739	0,370	2,37	0,135239
Tratamento		6	662,822	110,470	709,58	0,000000
Erro		12	1,868	0,156		

NO_3^-		Tratamentos					
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	7,78e	10,58d	12,05c	14,31ab	14,55a	12,22c	13,49b
15-30 cm	6,18e	8,72d	9,69d	11,23c	14,24a	12,73b	14,51a
30-45 cm	5e	9,65d	10,62d	15,3c	20,589a	14,48c	18,53b
45-60 cm	4,96f	9,51e	9,91e	17,93c	21,59a	15,24d	19,27b

ANEXO AI: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Zn nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Zn		0-15 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	11267,49	11267,49	75660,40	0,000000	
Bloco	2	0,05	0,02	0,16	0,855734	
Tratamento	6	10486,31	1747,72	11735,80	0,000000	
Erro	12	1,79	0,15			

Zn		15-30 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	1564,648	1564,648	9907,092	0,000000	
Bloco	2	0,002	0,001	0,008	0,992412	
Tratamento	6	660,352	110,059	696,874	0,000000	
Erro	12	1,895	0,158			

Zn		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	537,2372	537,2372	4457,731	0,000000	
Bloco	2	0,1125	0,0562	0,467	0,637998	
Tratamento	6	572,4072	95,4012	791,592	0,000000	
Erro	12	1,4462	0,1205			

Zn		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	272,5201	272,5201	1464,027	0,000000	
Bloco	2	0,5063	0,2531	1,360	0,293549	
Tratamento	6	189,5702	31,5950	169,734	0,000000	
Erro	12	2,2337	0,1861			

Zn	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	8,17e	7,16e	7,92e	13,54d	20,69c	30,19b	74,48a
15-30 cm	4,16d	3,41d	3,49d	7,88c	8,27c	13,58b	19,64a
30-45 cm	2,08c	1,33c	1,61c	4,49b	3,94b	4,47b	17,48a
45-60 cm	1,58c	1,02c	1,43c	3,63b	3,29b	3,77b	10,5a

ANEXO AJ: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Cu nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Cu		0-15 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1380,511	1	1380,511	21363,99	0,000000	
Bloco	0,261	2	0,130	2,02	0,175898	
Tratamento	1607,635	6	267,939	4146,47	0,000000	
Erro	0,775	12	0,065			

Cu		15-30 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	286,9969	286,9969	9322,671	0,000000	
Bloco	2	0,0478	0,0239	0,776	0,481841	
Tratamento	6	273,9865	45,6644	1483,341	0,000000	
Erro	12	0,3694	0,0308			

Cu		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	59,22561	59,22561	6702,778	0,000000	
Bloco	2	0,00082	0,00041	0,046	0,954824	
Tratamento	6	89,88476	14,98079	1695,431	0,000000	
Erro	12	0,10603	0,00884			

Cu		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	38,00298	38,00298	5977,167	0,000000	
Bloco	2	0,02056	0,01028	1,617	0,238986	
Tratamento	6	35,66601	5,94433	934,934	0,000000	
Erro	12	0,07630	0,00636			

Cu	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	2,02e	1,25f	0,84f	4,12d	6,66c	15,82b	26,04a
15-30 cm	0,75e	0,91e	0,41e	2,19d	3,71c	7,17b	10,74a
30-45 cm	0,4de	0,31ef	0,11f	0,65cd	0,69c	3,68b	5,92a
45-60 cm	0,17f	0,78d	1,24c	0,19ef	0,41e	2,93b	3,68a

ANEXO AK: Tabela ANOVA e teste tukey $p < 0,05$) para o Mn nas profundidades de 0-15, 15-30, 30-45 e 45-60 cm.

Mn		0-15 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	5951,144	5951,144	37948,11	0,000000	
Bloco	2	0,460	0,230	1,47	0,269018	
Tratamento	6	2736,350	456,058	2908,11	0,000000	
Erro	12	1,882	0,157			

Mn		15-30 cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	1472,534	1472,534	40283,55	0,000000	
Bloco	2	0,022	0,011	0,31	0,741105	
Tratamento	6	455,669	75,945	2077,59	0,000000	
Erro	12	0,439	0,037			

Mn		30-45cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	547,2305	547,2305	74474,57	0,000000	
Bloco	2	0,0474	0,0237	3,22	0,075746	
Tratamento	6	45,8962	7,6494	1041,03	0,000000	
Erro	12	0,0882	0,0073			

Mn		45-60cm				
FV	GL	SQ	QM	F	p	
Intercept	1	325,6805	325,6805	25602,89	0,000000	
Bloco	2	0,0020	0,0010	0,08	0,925439	
Tratamento	6	28,0066	4,6678	366,95	0,000000	
Erro	12	0,1526	0,0127			

Mn	Tratamentos						
Profundidade	T	AQ1X	AQ2X	DL1X	DL2X	CS1X	CS2X
0-15 cm	7,39e	7,39e	7,36e	12,68d	14,47c	31,75b	36,8a
15-30 cm	4,89d	4,34e	4,41de	6,71c	7,15c	15,84a	15,28b
30-45 cm	4,08e	3,62f	3,27g	5,57c	6,24b	5,17d	7,78a
45-60 cm	3,04d	2,56e	2,34e	4,44c	5,26a	4,92b	4,99ab